



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

# **Evaluación comparativa del papel de diferentes coberturas vegetales sobre algunos servicios ecosistémicos en los Andes colombianos**

**Luis Felipe Ortega Molina**

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ciencias, Escuela de Geociencias.  
Medellín, Colombia  
2014

# **Evaluación comparativa del papel de diferentes coberturas vegetales sobre algunos servicios ecosistémicos en los en los Andes colombianos**

**Luis Felipe Ortega Molina**

Trabajo de investigación presentado como requisito parcial para optar al título de:

**Magister en Geomorfología y Suelos**

Director: Juan Diego León Peláez

(Ph.D en Manejo y Conservación de Recursos Naturales.)  
Profesor Asociado, Departamento de Ciencias Forestales

Asesor: Juan Camilo Villegas Palacio  
(Ph.D en Recursos Naturales.)

Profesor Asociado, Facultad de Ingeniería  
Universidad de Antioquia

Tesis de maestría adscrita al proyecto de investigación:

Valoración económica, ecológica y socio – cultural de bienes y servicios ambientales en la cuenca del río Grande: aproximación conceptual y metodológica. Convenio Universidad Nacional de Colombia sede Medellín y la Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia – CORANTIOQUIA (contrato 8811 de 2011).

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ciencias, Escuela de Geociencias  
Medellín, Colombia

2014

## *Dedicatoria*

*Al ente creador de todas las cosas, que me ha dado la salud y el ímpetu para continuar cuando a punto de desfallecer he estado, a mi madre que me ha apoyado incondicionalmente y ha sabido formarme enseñándome buenos sentimientos y valores, a mi padre que de alguna manera influyó para que obtuviera una visión más amplia del mundo y me enseñara a apasionarme por lo que estudio.*

## **Agradecimientos**

Quiero agradecer a mi director, al I.F, M.Sc, Ph. D, Juan Diego León Peláez, por su acompañamiento y aportes en todo este proceso formativo, al I.A, M.Sc, Ph. D Juan Camilo Villegas Palacio, por su asesoría y su gestión para sacar adelante este estudio, a Corantioquia particularmente a la subdirección de Calidad Ambiental, la cual financio esta investigación, a los laboratorios de Biogeoquímica y de física de suelos de la Universidad Nacional de Colombia especialmente a Gloria Estella Mazo Carvajal y a Juan Esteban Correa, a los laboratoristas del GIGA de la Universidad de Antioquia, a la I.F y edafóloga Alba Cecilia Bustamante, al I.F Diego Suescún, a los estudiantes auxiliares de ingeniería forestal en su momento Angélica Ochoa, Jorge Armando Muñoz, Christian David Rosario, Manuel Fernando Restrepo, también al propietario del predio donde se realizó este estudio el señor Elkin Restrepo, a Connie Paola López, quien me apoyo y alentó para continuar en mi proceso formativo, y a todas las personas que se me escapan y que de una u otra manera hicieron que este trabajo fuera posible.

## Resumen

Los efectos derivados de la transformación de los ecosistemas altoandinos, en sistemas de producción tanto agrícola, como pecuaria así como el abandono de estos sistemas, y la posible afectación que pueden traer estas alternativas en la prestación de algunos servicios ecosistémicos a grandes centros poblados se desconocen actualmente. En la quebrada El Hato, tributario del río Grande y principal fuente abastecedora del área metropolitana del valle de Aburrá, se monitorearon tres servicios ecosistémicos: regulación hídrica, ciclo de nutrientes y control de erosión, evaluados en cuatro coberturas representativas de los Andes colombianos: cultivo limpio, pastos, bosque secundario, y rastrojo. Adicionalmente se evaluaron algunas propiedades físicas de los suelos con el fin de determinar su influencia en estos procesos. La mayor regulación se encontró en el Bosque, con valores de escorrentía superficial de solo el 0.69% de la lluvia; mientras que los pastos registraron los valores más altos con el 21%. Los flujos de nutrientes y pérdidas por escorrentía siguieron el patrón: pasto>cultivo limpio>rastrojo>bosque, con pérdidas para el N y P en pastos superiores 92 y 44 veces a las de Bosque. El cultivo limpio, tuvo las mayores pérdidas de suelo (30 veces > Bosque). Adicionalmente se encontraron diferencias significativas en las propiedades físicas del suelo, esto principalmente en la cobertura de pastos y el cultivo limpio. Estos resultados resaltan la importancia de los bosques altoandinos en la regulación hidrológica, la optimización del ciclo de nutrientes, la retención y conservación del suelo, asegurando el suministro continuo de estos servicios ambientales.

**Palabras clave:** *Ecosistemas altoandinos, regulación hídrica, ciclo de nutrientes, control de la erosión, coberturas vegetales, servicios ecosistémicos, centros poblados.*

## Abstract

The effects of the transformation of Andean ecosystems both, agricultural production systems and livestock, as well as abandoning these systems, and the possible effect that can bring these alternatives in the provision of some ecosystem services to large population centers, are unknown. In The Hato stream, a tributary of the river “Río Grande” and the main water supplier source of metropolitan area Aburrá Valley, were monitored three ecosystem services: water regulation, nutrient cycling, and erosion control, assessed on four coverages representatives of Colombian Andes: clean cultivation, pastures, secondary forest and stubble. Additionally some physical properties of the soil were evaluated in order to determine their influence on these processes. The greater regulation was found in the forest, with values of runoff surface of only 0.69% of precipitation, while the pastures showed higher values with 21%. Nutrient flows and runoff losses followed the pattern: pasture> clean cultivation> stubble> forest with the higher losses for N and P in pasture 92 and 44 times the Forest. Clean cultivation had the highest soil losses (30 times> Forest). Additionally differences in soil physical properties were found, this mainly in covering pastures and clean cultivation. These results highlight the importance of high Andean forest water regulation; optimizing nutrient cycling, retention and soil conservation, ensuring the continued provision of these environmental services.

**Keywords:** *Andean ecosystems, water regulation, nutrient cycling, erosion control, vegetation cover, ecosystem services, population centers.*

# Contenido

	Pág.
<b>Resumen .....</b>	<b>V</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>VI</b>
<b>Lista de figuras.....</b>	<b>X</b>
<b>Lista de tablas .....</b>	<b>XII</b>
<b>Lista de Fórmulas.....</b>	<b>XIV</b>
<b>Introducción .....</b>	<b>1</b>
<b>1. Marco conceptual.....</b>	<b>3</b>
1.1 Regulación hídrica en bosques naturales y las alteraciones derivadas del cambio en la cobertura vegetal.....	3
1.2 Regulación del ciclo de nutrientes hidrosolubles y alteraciones derivadas del cambio en la cobertura vegetal.....	7
1.3 Regulación del flujo de sedimentos y alteraciones derivadas del cambio en la cobertura vegetal.....	9
<b>2. Planteamiento del problema.....</b>	<b>13</b>
<b>3. Hipótesis.....</b>	<b>15</b>
<b>4. Objetivos.....</b>	<b>17</b>
4.1 Objetivo general.....	17
4.1.1 Evaluar comparativamente el efecto de diferentes coberturas vegetales (Pasto, Cultivo Limpio, Bosque Montano y Rastrojo) sobre los procesos de regulación hidrológica, de nutrientes y sedimentos en ecosistemas de alta montaña en Antioquia. ....	17
4.2 Objetivos específicos.....	17
4.2.1 Determinar la respuesta de los flujos hídricos de las coberturas vegetales (Pasto, Cultivo Limpio, Bosque Montano y Rastrojo) en términos de los procesos de precipitación, escorrentía superficial e infiltración en el suelo, como indicadores de la capacidad de regulación hidrológica. ....	17
4.2.2 Valorar cualitativa y cuantitativamente los flujos de nutrientes solubles que se movilizan en las coberturas vegetales mencionadas a partir del agua lluvia con el fin de establecer su influencia en la regulación de este proceso. ...	17

4.2.3	Establecer el comportamiento de algunas propiedades físicas (Densidad aparente, Densidad real, textura, macro y microporosidad, conductividad hidráulica y la retención de humedad) en las coberturas vegetales mencionadas y determinar su papel tanto en la generación de escorrentía superficial, como en la infiltración. ....	17
4.2.4	Determinar la carga de sedimentos arrastrada por el flujo de escorrentía superficial para cada una de las coberturas vegetales propuestas. ....	17
<b>5.</b>	<b>Materiales y métodos.....</b>	<b>18</b>
5.1	Área de estudio .....	18
5.2	Métodos .....	25
5.2.1	Análisis del proceso de regulación hídrica .....	25
5.2.2	Análisis de la regulación del flujo de nutrientes hidrosolubles .....	29
5.2.3	Caracterización de algunas propiedades físicas del suelo y su influencia en la regulación hídrica .....	30
5.2.4	Análisis de regulación del flujo de sedimentos generado por escorrentía superficial .....	31
<b>6.</b>	<b>Resultados y discusión .....</b>	<b>33</b>
6.1	Capacidad de regulación hídrica de las diferentes coberturas (Objetivo 4.2.1)33	
6.1.1	Flujos de precipitación incidente ( $P_p$ ) e interna del bosque ( $P_i$ ) y la precipitación media mensual promedio de 10 años ( $P_p$ ).....	33
6.1.2	Flujo de escurrimiento cortical ( $E_c$ ), Intercepción ( $I$ ) y precipitación neta del bosque ( $P_n$ ) .....	37
6.1.3	Flujo de escorrentía superficial ( $E_s$ ) para los cuatro tipos de coberturas43	
6.1.4	Flujos de Infiltración en el Horizonte Orgánico ( $H_o$ ) para tres tipos de cobertura .....	51
6.1.5	Flujos de infiltración subsuperficial ( $I_s$ ) para las cuatro coberturas.....	57
6.1.6	Flujo de Drenaje profundo ( $D_p$ ) para las cuatro coberturas.....	61
6.2	Síntesis acerca de la capacidad de regulación hídrica de las diferentes coberturas.....	64
6.3	Capacidad de regulación de los flujos de nutrientes disueltos en la precipitación, escorrentía superficial e infiltración para las cuatro coberturas (Objetivo 4.2.2) 66	
6.3.1	Características químicas de los flujos hídricos de precipitación incidente ( $P_p$ ), del dosel ( $P_i$ ) y de escurrimiento cortical ( $E_c$ ).....	66
6.3.2	Aportes totales y netos de nutrientes vía precipitación incidente $P_p$ y flujos del dosel $P_i$ y $E_c$ .....	71
6.3.3	Características químicas de los flujos hídricos de escorrentía superficial ( $E_s$ ) 73	
6.3.4	Características químicas de los flujos de Infiltración en el Horizonte Orgánico ( $H_o$ ) para tres tipos de coberturas .....	78
6.3.5	Características químicas de los flujos de infiltración superficial ( $I_s$ ) para las cuatro coberturas .....	83
6.3.6	Características químicas del flujo de Drenaje profundo ( $D_p$ ) para las cuatro coberturas.....	88
6.4	Síntesis acerca de la capacidad de regulación de los flujos de nutrientes disueltos en la precipitación, escorrentía superficial e infiltración para las cuatro coberturas.....	91



6.5	Propiedades físicas del suelo y su influencia en la escorrentía superficial e infiltración para las cuatro coberturas (Objetivo 4.2.3).....	94
6.6	Síntesis acerca de las propiedades físicas del suelo y su influencia en la escorrentía superficial e infiltración para las cuatro coberturas.....	101
6.7	Flujos y pérdidas de suelo para las cuatro coberturas (Objetivo 4.2.4) .....	103
6.8	Síntesis acerca de los flujos y pérdidas de suelo para las cuatro coberturas.....	106
<b>7.</b>	<b>Conclusiones y recomendaciones.....</b>	<b>107</b>
7.1	Conclusiones .....	107
7.2	Recomendaciones .....	113
<b>A.</b>	<b>Anexo:.....</b>	<b>¡Error! Marcador no definido.</b>
<b>B.</b>	<b>Anexo:.....</b>	<b>¡Error! Marcador no definido.</b>
	<b>Bibliografía .....</b>	<b>115</b>

## Lista de figuras

	<b>Pág.</b>
Figura 5-1. Localización del área de estudio .....	18
Figura 5-3. Distribución altitudinal de la cuenca de la quebrada El Hato. ....	19
Figura 5-3. Distribución anual de la precipitación en el área de estudio (estación la Y)...	20
Figura 5-4. Cobertura de pastos de la cuenca de la quebrada El Hato. ....	21
Figura 5-5. Cobertura de rastrojo de la cuenca de la quebrada El Hato. ....	22
Figura 5-6. Cobertura de bosque de la cuenca de la quebrada El Hato. ....	23
Figura 5-7. Cobertura de cultivo limpio de la cuenca de la quebrada El Hato.....	24
Figura 5-8. Ejemplo de los pluviómetros utilizados para determinar la precipitación incidente ( $Pp$ ) e interna ( $Pi$ ).....	25
Figura 5-9. Ejemplo de los collarines utilizados en el bosque para determinar el escurrimiento por el tronco ( $Ec$ ). ....	26
Figura 5-10. Ejemplo de parcela de escorrentía abierta utilizadas para determinar la escorrentía superficial ( $Es$ ).....	27
Figura 5-11. Ejemplo de bandejas lisimétricas utilizadas para determinar la infiltración a tres profundidades del perfil del suelo. Horizonte orgánico ( $Ho$ ), infiltración superficial ( $Is$ ) y drenaje profundo ( $Dp$ ). ....	28
Figura 6-1. Evolución temporal de las láminas de: a) precipitación incidente ( $Pp$ ), b) precipitación interna ( $Pi$ ) y c) escurrimiento cortical ( $Ec$ ) durante el periodo de monitoreo. .....	35
Figura 6-2. Histograma de frecuencias, para frecuencias absolutas por clase de diámetro para el bosque evaluado. El valor entre paréntesis corresponde al valor p de la prueba $\chi^2$ .....	38
Figura 6-3. Presentaciones de la intensidad promedio de las lluvias semanal ( $Iprom$ ) b) intensidad máxima de la lluvia semanal ( $I_{max}$ ) vs. a) la precipitación interna ( $Pi$ ), b) escurrimiento cortical ( $Ec$ ) y c) precipitación neta ( $Pn$ ) durante el periodo de estudio. ....	39
Figura 6-4. Comparación entre las líneas de regresión para los flujos de precipitación interna ( $Pi$ ), escurrimiento cortical ( $Ec$ ), precipitación neta ( $Pn$ ) y la interceptación ( $I$ ) del bosque vs a) la intensidad promedio ( $Iprom$ ) y b) la intensidad máxima ( $I_{max}$ ) de lluvia semanal. ....	41
Figura 6-5. Relación entre los valores semanales de precipitación incidente ( $Pp$ ) y precipitación neta ( $Pn$ ) en el bosque. ....	42
Figura 6-6. Evolución temporal de las láminas de: a) precipitación incidente ( $Pp$ ), junto con la escorrentía superficial ( $Es$ ) de: b) bosque, c) pastos, d) rastrojo y e) cultivo limpio durante el periodo de monitoreo. ....	44

Figura 6-7. Presentaciones de la intensidad promedio y máxima de la lluvia ( $I_{prom}$ e $I_{max}$ ) junto con la escorrentía superficial ( $E_s$ ) de: a) bosque, b) pastos, c) rastrojo y d) cultivo limpio, durante el periodo de estudio. ....	47
Figura 6-8. Comparación entre las líneas de regresión para los flujos de la escorrentía superficial ( $E_s$ ) por cobertura vs a) la intensidad promedio ( $I_{prom}$ ) y b) la intensidad máxima de la lluvia semanal e ( $I_{max}$ ). ....	48
Figura 6-9. Evolución de la lámina de infiltración para el primer horizonte orgánico ( $H_o$ ) de: a) pastos, b) rastrojo y c) bosque para el periodo de monitoreo. ....	52
Figura 6-10. Comparación entre las líneas de regresión para los flujos de infiltración del horizonte orgánico ( $H_o$ ) por cobertura vs a) la intensidad promedio ( $I_{prom}$ ) y b) la intensidad máxima de la lluvia semanal e ( $I_{max}$ ). ....	53
Figura 6-11. Comparación entre las líneas de regresión para los flujos de infiltración del horizonte orgánico ( $H_o$ ) por cobertura vs: a) la intensidad promedio de la lluvia ( $I_{prom}$ ) y b) la intensidad máxima de la lluvia semanal e ( $I_{max}$ ). ....	54
Figura 6-12. Evolución de la lámina de infiltración superficial ( $I_s$ ) de: a) bosque, b) pastos, c) rastrojo y d) cultivo limpio para el periodo de monitoreo. ....	58
Figura 6-13. Evolución de la lámina de drenaje profundo ( $D_p$ ) de: a) bosque, b) pastos, c) rastrojo y d) cultivo limpio para el periodo de monitoreo. ....	62
Figura 6-14. Concentración media mensual de elementos ( $\text{mg L}^{-1}$ ) en los flujos de Precipitación Incidente ( $P_p$ ), Precipitación Interna ( $P_i$ ) y Escorrentía Cortical ( $E_c$ ) en el bosque. Las barras señalan las desviaciones típicas respectivas correspondientes a cada flujo. ....	68
Figura 6-15. Concentraciones medias mensuales ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de los flujos de Precipitación Incidente ( $P_p$ ) y Escorrentía superficial ( $E_s$ ) en cuatro coberturas. Las barras señalan las desviaciones típicas respectivas correspondientes a cada flujo. ....	74
Figura 6-16. Concentraciones medias mensuales ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de los flujos de flujos de Precipitación Incidente ( $P_p$ ) y de los flujos subsuperficiales ( $H_o$ ) de tres coberturas. Las barras señalan las desviaciones típicas respectivas correspondientes a cada flujo. ....	79
Figura 6-17. Concentraciones medias mensuales ponderadas ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de los flujos de Precipitación Incidente ( $P_p$ ) y de los flujos subsuperficiales ( $I_s$ ) de cuatro coberturas. Las barras señalan las desviaciones típicas respectivas correspondientes a cada flujo. ....	84
Figura 6-18. Concentraciones medias mensuales ponderadas ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de los flujos de Precipitación Incidente ( $P_p$ ) y de los flujos de drenaje profundo ( $D_p$ ) de cuatro coberturas. Las barras señalan las desviaciones típicas respectivas correspondientes a cada flujo. ....	89
Figura 6-19. Curvas de retención de humedad para las coberturas de: a) bosque, b) pastos, c) rastrojo y d) cultivo limpio, evaluadas a los primeros 30 cm de profundidad. ....	100
Figura 6-20. Evolución de la lámina de $P_p$ y del flujo de sedimento asociado a $E_s$ para las cuatro coberturas evaluadas. ....	104

## Lista de tablas

	<b>Pág.</b>
Tabla 1-1. Datos básicos de las Unidades de Respuesta Hidrológica (URH) localizadas en cuencas analizadas por Codesan. ....	10
Tabla 1-2. Pérdidas medias anuales de suelo para diferentes coberturas en San Antonio de Prado, Medellín (Galvis y Posada 1996). ....	11
Tabla 5-1. Variables evaluadas para determinar la capacidad de regulación hidrológica de cada cobertura.....	28
Tabla 5-2. Parámetros y métodos utilizados para la determinación de los nutrientes disueltos en los flujos hídricos por cobertura.....	29
Tabla 5-3. Parámetros y métodos utilizados para la determinación de las propiedades físicas del suelo por cobertura .....	30
Tabla 6-1. Valores totales mensuales y promedios semanales de las láminas de precipitación incidente ( $Pp$ ), precipitación interna ( $Pi$ ), escurrimiento por el tallo ( $Ec$ ), intercepción de la lluvia y % de la $Pp$ , determinados en las parcelas para los doce meses de monitoreo, y precipitación total media mensual y precipitación media anual, registrada para la estación San Pedro La Y entre 2001 y 2010 ( $Pp^{**}$ ).....	33
Tabla 6-2. Valores totales mensuales y promedios semanales de las láminas de escorrentía superficial ( $Es$ ) en las cuatro coberturas y % de la precipitación incidente ( $Pp$ ).....	43
Tabla 6-3. Valores totales mensuales y promedios semanales para las láminas de infiltración horizonte orgánico ( $Ho$ ) por cobertura.....	51
Tabla 6-4. Valores totales mensuales y promedio para las láminas de infiltración $I_s$ en mm por cobertura.....	57
Tabla 6-5. Valores totales mensuales y promedio para las láminas de infiltración de drenaje profundo ( $Dp$ ) en mm por cobertura. ....	61
Tabla 6-6. Acidez (pH) y concentración media mensual ( $\text{mg L}^{-1}$ ) por volumen de elementos en los flujos de Precipitación Incidente ( $Pp$ ), Precipitación Interna ( $Pi$ ) y Escorrentía Cortical ( $Ec$ ) en el bosque.....	66
Tabla 6-7. Ingreso y circulación total anual de elementos para los flujos de Precipitación Incidente ( $Pp$ ), Precipitación Interna ( $Pi$ ) y Escorrentía Cortical ( $Ec$ ) en el bosque. Valores para $Pp$ , $Pi$ , $Ec$ , y $Pn$ expresados en $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . ....	71
Tabla 6-8. Valores totales de los índices de Deposición Neta ( $Dn$ : $\text{kg ha}^{-1}$ ) y de Deposición ( $ID$ ) como proporción de elementos en el bosque estudiado para los 12 meses de monitoreo.....	72

Tabla 6-9. Acidez (pH) y concentración media mensual de elementos por volumen ( $\text{mg L}^{-1}$ ) en los flujos de Precipitación Incidente ( $Pp$ ) y Escorrentía superficial ( $Es$ ) en las cuatro coberturas. ....	73
Tabla 6-10. Ingreso y circulación anual total de elementos ( $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ ) para los flujos de Escorrentía superficial ( $Es$ ) y Precipitación incidente $Pp$ para cuatro coberturas.....	76
Tabla 6-11. Acidez (pH) y concentración media mensual de elementos por volumen ( $\text{mg L}^{-1}$ ) en los flujos subsuperficiales ( $Ho$ ) de tres coberturas.....	78
Tabla 6-12. Circulación anual de elementos ( $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ ) vía flujos subsuperficiales ( $Ho$ ) en tres coberturas. ....	81
Tabla 6-13. Acidez (pH) y concentración media mensual ponderada de elementos por volumen ( $\text{mg L}^{-1}$ ) en los flujos subsuperficiales ( $Is$ ) de las cuatro coberturas.....	83
Tabla 6-14. Circulación de elementos ( $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ ) vía flujos subsuperficiales ( $Is$ ) en las cuatro coberturas. ....	86
Tabla 6-15. Acidez (pH) y concentración media ponderada de elementos por volumen ( $\text{mg L}^{-1}$ ) en los flujos subsuperficiales ( $Dp$ ) de las cuatro coberturas. ....	88
Tabla 6-16. Circulación de elementos ( $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ ) vía flujos subsuperficiales ( $Dp$ ) en las cuatro coberturas.....	90
Tabla 6-17. Clase textural determinada a 3 profundidades por cobertura evaluada .....	94
Tabla 6-18. Propiedades físicas del suelo en las coberturas vegetales evaluadas .....	97
Tabla 6-19. Valores totales y promedio mensual de pérdidas de suelo para las cuatro coberturas. ....	103

## Lista de Fórmulas

	Pág.
[1] $Dn = Pi + Ec - Pp$ .....	30
[2] $ID = (Pi + Ec)Pp$ .....	30

# Introducción

La dominación humana en la tierra, ha dejado huellas en los ecosistemas, que se manifiestan en éstos, en interrupciones abruptas importantes en su funcionalidad ecológica y en su capacidad de proveer servicios ecosistémicos (Foley et al., 2005; Ellis y Ramankutty, 2008; Ellis, 2011). Entre los servicios más notorios que se han visto afectados se encuentran la oferta y la regulación hídrica de caudales, el mejoramiento de la calidad del agua a través de la disminución de la sedimentación, y la regulación de los ciclos de nutrientes, todos ellos se encuentran agrupados dentro de la categoría general de servicios de regulación (De Groot et al., 2002).

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2005) resaltó, con diversos aspectos contundentes, la importancia que tiene mantener un flujo constante de servicios de los ecosistemas tanto para lograr el desarrollo sostenible, como para satisfacer las necesidades humanas fundamentales. Esto es particularmente cierto en el caso de los servicios de regulación, que en esencia, son los procesos ecológicos vitales para el bienestar humano y que permiten que funcione a diferentes escalas espaciales.

Los cambios que han sufrido los servicios ecosistémicos, han afectado el bienestar humano, y podrían afectar a las siguientes generaciones en las décadas futuras. Sin embargo en este momento las alternativas que podrían implementarse a nivel local, nacional o global para mejorar el manejo de los ecosistemas y su contribución a la reducción de la pobreza, no parecen todavía estar claros. Un ejemplo lo constituyen los ecosistemas de bosques montanos tropicales, que además de su alta diversidad y endemismo (Henderson et al., 1991; León et al., 2010), proporcionan en la actualidad bienes y servicios ecosistémicos importantes para la sociedad (Martínez et al., 2009).

Sin embargo a pesar de su importancia, en Colombia los bosques montanos del norte de la región Andina, presentan tasas de deforestación muy altas y particularmente en el departamento de Antioquia, donde se ha estimado que la tasa de deforestación asciende a unas 20.000 ha/año casi tres veces el promedio de América Latina (Orrego, 2009).

La pérdida de estos ecosistemas y los servicios que de ellos se derivan, se están viendo amenazados por tres problemas críticos (Goldman *et al.*, 2010): i. Los ecosistemas naturales como los reguladores clave de la región se están alterando por la conversión a tierras de cultivos y potreros; ii. Los ganaderos y los agricultores dependen de la tierra para su sustento por lo que es injusto, desigual, e insostenible cambiar o detener el uso de estas tierras; y iii. La creciente población y demanda de agua, junto con los efectos imprevisibles del cambio climático, son una amenaza para la disponibilidad a largo plazo de los recursos naturales. De hecho, los bosques altoandinos se encuentran entre los cinco ecosistemas forestales más vulnerables a la conversión de acuerdo con las predicciones de área transformada (Etter *et al.*, 2006)

En la actualidad, la información que se deriva de ensayos experimentales reales acerca de los efectos que producen cambios de usos de la tierra y reconversión de coberturas vegetales sobre funciones ecosistémicas clave en la región altoandina, es insuficiente, y la poca que existe está ampliamente dispersa y fragmentada. Esto no permite contar con una línea base mínima a partir de la cual se calibren dichos efectos, que sirva de base para la correcta y eficiente valoración de funciones ecosistémicas asociadas a la provisión de servicios ecosistémicos, y que pueda ser empleada como insumo para la toma de decisiones.

Partiendo de los planteamientos anteriores, se realizó esta investigación cuyo objetivo principal es generar el conocimiento que permita establecer las diferencias que se presentan en las funciones ecosistémicas de regulación claves asociadas a los recursos agua y suelo. Para ello se seleccionó una cuenca abastecedora de agua de un municipio del norte de Antioquia, y se evaluaron por un año tres servicios ecosistémicos de regulación: ciclo hidrológico, ciclo de nutrientes y pérdidas de suelo, monitoreados en cuatro coberturas representativas de los Andes Colombianos.



# 1. Marco conceptual

## 1.1 Regulación hídrica en bosques naturales y las alteraciones derivadas del cambio en la cobertura vegetal.

El agua que ingresa a los ecosistemas depende del régimen de lluvias y está asociada a la posición geográfica de la región, la circulación de nubes y aire, temperatura, vegetación y otros factores (Grimm & Fassbender 1981). El principal ingreso de agua para todas las coberturas vegetales terrestres ocurre a través de la lluvia o precipitación incidente. La diferencia entre ésta (que alcanza el follaje o las copas de los árboles) y la que llega al piso forestal se conoce como agua de intercepción del dosel arbóreo, y constituye una pérdida en la medida que desde allí se evapora (Cavelier & Vargas, 2002).

Otra fracción de la lluvia que atraviesa el dosel del bosque (o cae desde las copas de los árboles) y alcanza el piso del bosque se denomina precipitación interna, mientras que la que resbala por los troncos de los árboles o arbustos hacia abajo, depositándose en las bases de éstos se llama escorrentía cortical (Parker, 1983; Koichiro et al., 2001; Wang et al., 2005 citados por León, 2011a). Cada uno estos flujos hídricos interactúa de un modo particular con la vegetación, generando en ellos cambios tanto cuantitativos como cualitativos (Cavelier et al., 1997; Wang et al., 2005 citados por León, 2011a). Estos cambios dependen de factores relacionados con características propias de la cobertura (composición, estructura, edad, etc) como ambientales (intensidad y duración de la precipitación, vientos, etc.) (Carlyle, 2004).

Una característica importante a nivel de bosques tropicales, es que los bosques húmedos montanos se considera que son ecosistemas con la diversidad de plantas más alta del mundo (Gentry & Dodson, 1987). Esto a pesar de que solo poseen 1/20 del área de los bosques de la Amazonia (Henderson et al., 1991). Estos especialmente, se caracterizan por una capa abundante de epífitas, que se encuentra dominada por musgos, hepáticas y líquenes, sobre todo en el dosel de los Bosques Montanos (Frahm y Gradstein, 1991). En estos se ha reportado una biomasa de epífitas que varía de 2,1 t/ha en bosques sujetos a ciclones en Jamaica (Tanner, 1980) hasta un máximo de 44 t/ha en los Andes

colombianos (Hofstede et al., 1993). Estas plantas poiquilohídricas que son incapaces de mantener su contenido de agua constante, dependen de la humedad del medio ambiente, y pueden almacenar agua hasta varias veces su propio peso seco (Po'cs, 1980; Nadkarni, 1984; Frahm, 1990).

Por lo tanto, se espera que aumente significativamente la capacidad de almacenamiento de agua total del dosel de los bosques montanos. Los valores estimados de almacenamiento de agua en el dosel asociados con los dos estudios de biomasa antes citados son extremos con 1,3 mm en Jamaica (Hafkenscheid et al., 2002) a un máximo de 5,0 mm en Colombia (Veneklaas y van Ek, 1990), en comparación con la 0.75-1.2 mm que se encuentran típicamente para los bosques tropicales de tierras bajas con una masa de epífitas mucho menor (Calder et al, 1986; Lloyd et al, 1988; Jetten, 1996). Esto evidenciaría la alta capacidad de retención de la lluvia por parte del dosel de estos bosques.

Si evaluamos la permanencia de estos ecosistemas en el planeta encontramos que actualmente la deforestación ha generado extensas áreas fragmentadas que originan un cambio en el patrón de circulación del viento y en el ciclo hidrológico, y altera la capacidad de retención de agua en el suelo (Guariguata & Kattan 2002). Con la deforestación, tanto el almacenamiento de agua en el dosel del bosque destruido, como el "efecto esponja" de los suelos, disminuye o se pierde por la compactación por maquinaria pesada o por el pastoreo, la rápida oxidación y descomposición de la materia orgánica del suelo, y por ende como resultado se presenta la disminución en producción de agua (Bruijnzeel, 2004). De hecho, las cuencas de ríos y arroyos que se han secado durante la época seca después de la eliminación de los bosques tropicales son bastante numerosas (Hamilton y King, 1983; Valdiya y Bartarya, 1989; Pereira, 1989;. Bruijnzeel, 2004).

Algunos autores (Elke, Rainer & Otte 2004, Bruijnzeel, 2004, Lautenbach et al.,2011), han expuesto cómo los usos de la tierra y los cambios en las coberturas del suelo afectan los procesos naturales y funciones ecológicas del paisaje. Como resultado de estos cambios en los usos del suelo, la respuesta de captación de lluvia se vuelve más pronunciada y el aumento de la escorrentía de las tormentas durante la temporada de

lluvias puede llegar a ser tan grande como para afectar seriamente la recarga del suelo, las reservas de agua subterránea y mantenimiento del flujo de base (Bruijnzeel, 2004). Lo que en gran medida se ve reflejado en la baja capacidad de regulación hidrológica que presentan las coberturas vegetales diferentes a los bosques tropicales altoandinos.

Los efectos del cambio de coberturas boscosas, que favorecen la precipitación en los pastizales y arbustos, pueden tener un impacto en los patrones de precipitación. Por ejemplo Colombia, que se ubicaba como el segundo país a nivel mundial, en cuanto a reservas de agua dulce, cayó al lugar 24 debido a la deforestación extensiva de los últimos 30 años (Flores, 2010).

Sin embargo, ¿Cómo y cuánto pueden contribuir los bosques montanos altoandinos para optimizarla regulación del ciclo hidrológico respecto a la provisión de recursos, por un lado, y a mitigar por otro lado la relacionada con los riesgos asociados al agua?. La pregunta actualmente la comunidad científica está tratando de resolverla, ya que a pesar de que algunas medidas como la reforestación y revegetalización de los suelos son capaces de reducir los caudales máximos y crecidas asociadas a la degradación del mismo, no existen casos bien documentados que permitan concluir que esto haya producido también un incremento del agua correspondiente a los caudales en temporadas secas (Bruijnzeel, 2004).

Más aún, es poco conocido el papel crucial de los ecosistemas boscosos naturales de alta montaña en el comportamiento de los flujos hídricos, debido principalmente a que faltan estudios y que desafortunadamente ha sido un tema poco relevante si se comparara con los estudios que se han realizado en los bosques templados (Muoghalu, 2003).

En las zonas tropicales se han llevado a cabo relativamente pocos experimentos rigurosos por falta de presupuesto (Malmer, 1992; Fritsch, 1993 citados por Bruijnzeel, 2004). En todos los casos, la eliminación de más del 33% de los bosques, tuvo como resultado un aumento significativo en el caudal anual durante los primeros 3 años. Además, los aumentos en la producción de agua resultaron ser más o menos proporcionales a la fracción de biomasa extraída.

En bosques maduros tropicales típicamente un 80-95% de la precipitación incidente se infiltra en el suelo, de los cuales aprox. 1 000 mm por año son transpirados por los árboles, esto cuando la humedad del suelo no es limitante, mientras que el resto del agua se utiliza para mantener las corrientes. Como tal, la mayor parte del incremento en el flujo normalmente se observa en el flujo base, siempre y cuando la capacidad de absorción de la superficie del suelo no se vea afectada. La variación observada en la respuesta inicial a la limpieza es considerable, y sólo puede explicarse en parte por diferencias espacio-temporales de la precipitación (Bosch y Hewlett, 1982; Stednick de 1996 citados por Bruijnzeel, 2004).

Algunos estudios realizados en zonas de alta montaña en Colombia, han evaluado la respuesta hidrológica bajo diferentes condiciones de cobertura. En bosques altoandinos de la parte central de Colombia, se ha reportado la ocurrencia de valores bajos de escorrentía superficial cuando se comparan con condiciones de suelo desnudo o bajo cultivo limpio (Moreno et al, 1996 León, 2010a, Ruiz, et al., 2005).

En bosques montanos de roble (*Quercus humboldtii*) y reforestados (*Pinus patula* y *Cupressus lusitanica*) de la región de Piedras Blancas, Antioquia (Colombia), cuantifico la lámina del agua gravitacional y su composición química por un período de tiempo de dos años. El mayor valor anual de agua gravitacional en el nivel más profundo (50-80 cm), fue hallado en la cobertura de ciprés (492,7 mm), seguido por pino pátula (14,2 mm) y roble (2,0 mm), con una precipitación media anual de 1698 mm/año (Londoño et al., 2007).

En estos estudios se encontró que los bosques nativos con alta precipitación presentaban valores bajos de escorrentía superficial. El volumen de agua que se pierde es <0,5% de las precipitaciones, y estos valores se han encontrado con frecuencia en los ecosistemas forestales comparados con otras coberturas como pastos y rastrojo.

## **1.2 Regulación del ciclo de nutrientes hidrosolubles y alteraciones derivadas del cambio en la cobertura vegetal.**

Las entradas y salidas de nutrientes están directamente relacionadas con el flujo de agua que se mueve dentro y fuera de los ecosistemas, dando como resultado el intercambio de nutrientes con diferentes componentes (Likens y Bormann, 1974; Waring y Schlesinger, 1985; Bruijnzeel, 1991; Hedin et al., 1995). La química del agua de lluvia que pasa a través de un dosel forestal se modifica; posteriormente, tras alcanzar la superficie del suelo y fluir gravitacionalmente a través de éste por los diferentes horizontes, se modifica adicionalmente (Parker, 1983; Oyarzun et al, 1998).

En los ecosistemas forestales naturales con alta precipitación, la vía predominante para la pérdida de nutrientes es a través de la escorrentía superficial y la percolación profunda en el suelo (Waring y Schlesinger, 1985; Hornung, 1990; Cavelier et al, 1997). Por lo tanto, la estimación de la salida de nutrientes a través de estos flujos hidrológicos es una parte tradicional de los estudios de balance de nutrientes en los ecosistemas forestales (Marques et al, 1996; Marques y Ranger, 1997; McDowell, 1998; Hafkenscheid, 2000).

En las investigaciones del ciclo de nutrientes en los bosques húmedos tropicales montanos, el dosel, con su estructura característica merece una atención especial por varias razones. En primer lugar, si la absorción de los nutrientes del suelo es difícil, se puede esperar que los árboles utilicen los nutrientes de manera eficaz y limiten las pérdidas por lixiviación. En segundo lugar, el crecimiento de epífitas requiere la absorción de nutrientes a partir de la precipitación (o de la de residuos caídos). En tercer lugar, la frecuente aparición de nubes bajas puede causar una entrada extra de nutrientes (Veneklaas, 1990).

La entrada de nutrientes en varios bosques neotropicales varía ampliamente y al parecer no existe una correlación clara entre el volumen de precipitación y la cantidad de nutrientes que ingresa en diferentes bosques. Existe, sin embargo, una tendencia hacia una mayor deposición de cationes en aquellos sitios que presentan una mayor estacionalidad en la precipitación. Los nutrientes que entran con el agua lluvia pueden

ser cruciales para aquellos bosques que crecen en suelos muy meteorizados (Montagnini y Jordan 2002).

La conversión de bosques a tierras agrícolas impacta fuertemente la nutrición del suelo, la biomasa microbiana, la materia orgánica del suelo, el nitrógeno total, la capacidad de retención de agua y el pH (Sharma et al, 2004;. Agustin et al, 2004;. Mahe et al, 2005). El grado de alteración depende del tipo de cambio del uso del suelo y del manejo posterior. Por ejemplo, el uso de tierras con pendiente en plantaciones forestales, cultivos de pastizales y praderas en terrazas, tienen una mejor capacidad para mantener los nutrientes del suelo (Fu et al, 1999; Zalidis et al, 2002; Fu et al, 2003).

En algunos estudios realizados en bosques montanos se ha reportado como los flujos de algunos elementos pueden variar entre coberturas a medida que dicho flujo atraviesa el dosel del bosque, cae al piso forestal y se infiltra en el suelo, siendo esta una de las formas como interactúa el agua que atraviesa la superficie, con los horizontes del suelo (Londoño et al., 2007).

En los bosques evaluados en la región de Piedras Blancas, Antioquia (Colombia), también fue similar a la pérdida de agua gravitacional la pérdida de nutrientes, mostrando así para roble, pátula y ciprés, en su orden, los siguientes valores: Ca: 0,004, 0,084 y 2,270 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>; P: 0,008, 0,052 y 1,234 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>; Mg: 0,004, 0,022 y 0,667 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. De K se registraron 0,08 y 7,092 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para roble y ciprés y se determinó el flujo de elementos respectivamente según el orden por cobertura, roble: K>P>Ca>Mg, pátula: Ca>Fe>P>Mg>Zn>Mn, y ciprés: K>Mn>Ca>P>Fe>Zn>Mg (Londoño et al., 2007). Estos flujos de elementos comparados con los reportados para otros estudios realizados en ecosistemas húmedos tropicales y en suelos con fertilidad moderada para Costa Rica, Panamá, Venezuela y Nueva Guinea, fueron inferiores (Vitousek & Sandford, 1986; Bruijnzeel, 1991).

Por lo cual entender los factores y procesos claves que controlan las entradas y salidas de nutrientes aportados por el ciclo hidrológico bajo diferentes condiciones ambientales y en diferentes hábitats, es fundamental para el análisis cuantitativo del ciclo de nutrientes en los ecosistemas terrestres y para comprender las posible afectaciones que resultarán

de cambios ambientales de origen antrópico, principalmente los cambios en el uso del suelo.

### **1.3 Regulación del flujo de sedimentos y alteraciones derivadas del cambio en la cobertura vegetal.**

Los efectos del cambio de uso del suelo en el ciclo hidrológico se centran principalmente en la evaporación, la escorrentía y la erosión (Gemma et al, 2004; Hundecha y Birdossy, 2004; Zheng et al, 2004). Con la deforestación se produce por consiguiente, una mayor escorrentía superficial y los eventos de sequía pronunciada o de crecimiento de los cursos de agua suceden con más frecuencia. A su vez, aumenta la erosión, y se hace más evidente el transporte de sedimentos a las partes bajas de las cuencas (Saunders et al. 1991).

La pérdida o cambio de las coberturas vegetales del suelo, es uno de los factores clave que facilita la degradación del suelo. La erosión afecta a los ciclos de nutrientes y reduce la fertilidad del suelo a través de una reducción en el “pool” de nutrientes disponibles, generando una disminución en la productividad de la tierra para sostener el crecimiento de las plantas. Este proceso conduce a modificaciones drásticas en la estructura, propiedades biológicas y químicas de la matriz del suelo. El polvo y los sedimentos que resultan del proceso de erosión tienen impactos que puede ser tan grandes (o mayores), que la pérdida de la producción sostenida en el sitio erosionado (Hartanto et al. 2003, Berhe et al. 2005).

La densidad de plantas, la cobertura del dosel, la capa de hojarasca y los residuos de madera son importantes factores ecológicos que contribuyen en la regulación de la erosión del suelo. Además de estos factores, la precipitación juega un rol importante como determinante de la escorrentía superficial y ulterior pérdida del suelo dada su capacidad de arrastre. Los factores asociados a la cobertura vegetal inicialmente enunciados, previenen el desprendimiento del suelo y proveen una superficie rugosa que minimiza el desprendimiento y movimiento de las partículas del suelo en terrenos inclinados (Hartanto et al. 2003).

Existe una relación entre la precipitación, la escorrentía superficial, la erosión, la generación de sedimentos y los diferentes tipos de uso del suelo (Kosmas et al. 1997). A pesar de que la erosión es un proceso natural de renovación del suelo, este proceso suele ser acelerado por encima de las tasas naturales por los sistemas de cultivo, pastoreo excesivo y deforestación. Se ha documentado que los nutrientes esenciales como P, K y N, son los más afectados por los procesos erosivos (Berhe et al., 2005), además de las pérdidas orgánicas de C.

Cuando un suelo rico en nutrientes es erosionado, los nutrientes se transportan de un lugar a otro, redistribuyéndose sobre el paisaje. Fuera del sitio degradado los impactos de la pérdida de suelo incluyen el aumento de la sedimentación y la turbidez; y el aumento de los niveles de nutrientes y contaminantes que disminuyen la calidad del agua. Estos impactos tienen fuertes consecuencias en el bienestar económico y humano, tales como la sedimentación de los ríos y embalses, y una disminución en la abundancia de peces (Hartanto et al., 2003).

Por ejemplo, Velásquez (1986) utilizó el sistema de comparación de áreas con diferente vegetación, llamados por otros autores cuencas paralelas. Se escogieron varias cuencas de Antioquia que presentaban vegetación con bosques plantados (ciprés), bosque natural y pastos. El flujo promedio de sedimentos fue: Pastos (1.043,20 kg/día) > Bosque Plantado (332,59 kg/día) > Bosque Natural (234,23 kg/día). Estos resultados permiten ilustrar una mejor protección del bosque natural, debido a la constitución de varios estratos en su formación, incluyendo el mantillo de material orgánico en el horizonte superior del suelo.

Algunas de las unidades de respuesta hidrológica evaluadas en Colombia, bajo diferentes coberturas (Tabla 1-1), evidenciaron que el bosque nativo con altas precipitaciones determina bajos valores de pérdida de suelo, al compararse con las coberturas de rastrojo y pastos (Estrada et al., 2003).

**Tabla 1-1. Datos básicos de las Unidades de Respuesta Hidrológica (URH) localizadas en cuencas analizadas por Condesan.**



Cobertura	Precipitación (mm/año)	Agua Disponible en el perfil del suelo (mm/año)	Escorrentía (mm/año)	Aporte de Agua Acuífero Superficial (mm/año)	Erosión t/ha/año)	Pérdida Materia Orgánica (t/ha/año)	Densidad aparente (mg/m <sup>3</sup> )	Carbono Orgánico (%peso suelo)
Papa	1090.6	151.4	239.8	695.7	23.5	1.9	1.4	4.7
	82.2	82.9	79.9	118.8	15.6	1	0.1	4.3
Pastos con muy alta lluvia	3912.3	101.2	1389.1	1108.8	141.7	5.8	1.4	2.4
	1661.9	71	653.3	719.8	76.2	3.4	0.1	2.1
Rastrojos	3861.5	86.1	1301.1	998.3	107.6	4.2	1.3	2.2
	2251.7	25	766.5	553.1	73.9	3.5	0.2	1.6
Bosque nativo con alta precipitación	2339.6	180.5	413.6	1182.2	50.6	3.6	1.5	4.1
	1423.9	81.3	514.4	444.1	64.2	2.8	0.2	2.2

Galvis & posada (1996) reportaron pérdidas de suelo en área rural del municipio de Medellín, de 24 ton/ha bajo condiciones de suelo desnudo, siendo mínimas las correspondientes a la cobertura mixta rastrojo alto-pasto (101 kg/ha) y plantación forestal (227 kg/ha) (Tabla 1-2).

**Tabla 1-2. Pérdidas medias anuales de suelo para diferentes coberturas en San Antonio de Prado, Medellín (Galvis y Posada 1996).**

Cobertura	Pérdida de suelo (kg/ha a <sup>-1</sup> )
Plantación forestal	226.56
Rastrojo alto	497.65
Pasto	761.50
Rastrojo alto- plantación forestal	390.40
Rastrojo alto – pasto	100.74
Suelo desnudo	24401.01

Evaluando lo anterior, surge la necesidad de mejorar el conocimiento del funcionamiento tanto de la regulación hídrica, del ciclaje de nutrientes y del control de la erosión de los

remanentes de estos bosques, así como de evaluar el efecto que pueden tener los cambios en usos de suelo más frecuentes en la zona, en estos tres procesos.

## **2. Planteamiento del problema**

De acuerdo con el Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (2012), la tasa oficial de deforestación promedio anual del país, para el período 1990-2010 se estimó en 310.345 Ha/año, debida principalmente a la expansión de la frontera agropecuaria y la colonización, seguida en importancia por la producción maderera, el consumo de leña, los incendios forestales y los cultivos de uso ilícitos. Sumado a esta problemática se encuentra el uso generalizado e indiscriminado de agroquímicos y fertilizantes causando contaminación y eutroficación de las fuentes de agua. Actualmente no se cuenta con estudios que permitan establecer de una manera clara, los efectos derivados de la transformación de los ecosistemas boscosos naturales, en sistemas agrícolas y pecuarios, así como las consecuencias por el abandono de los mismos, y los resultados que pueden traer en la prestación de algunos servicios ecosistémicos como la regulación hídrica, el ciclaje de nutrientes y el control de la erosión, que son de crucial importancia para la sociedad.

Por el desconocimiento que existe en estos procesos, numerosos científicos de la comunidad internacional, han recomendado el desarrollo del estudio de acoplamientos ecológicos, hidrológicos y los modelos de uso del suelo, con simulaciones bajo diferentes coberturas y los procesos de la superficie terrestre en los paisajes de montaña y las cuencas fluviales en las condiciones atmosféricas y socio-económicas actuales y cambiantes. También la evaluación de la generación de escorrentía y la dinámica de patrones de flujo en las laderas escarpadas, en las cuencas y en la cabecera, incluyendo el examen del papel de los "puntos calientes" biogeoquímicos, por ejemplo para la transformación del C, N, P, Ca, Mg, y K, en las zonas montañosas, así como los cambios en las coberturas y determinar cómo evolucionan algunos procesos erosivos que producen acumulación (Becker & Bugmann., 1999).

Teniendo en cuenta estas situaciones, la propuesta aquí formulada, pretende contribuir al conocimiento del papel que cumplen los bosques naturales altoandinos Colombianos, en términos del aseguramiento de la oferta de funciones ecosistémicas que soportan servicios ecosistémicos asociados a los recursos suelo y agua. En particular, se pretende determinar el grado de cambio que experimentan tres funciones de regulación ecosistémica (regulación hidrológica, regulación del ciclo de nutrientes, regulación de pérdidas de suelo), al ser transformados estos ecosistemas naturales hacia otros usos del suelo. Este conocimiento permitirá apoyar los procesos de toma de decisiones en materia de planificación y gestión territorial y de sus recursos naturales asociados.

### 3. Hipótesis

Ho: Los procesos de regulación hidrológicos y de nutrientes, así como las propiedades físicas del suelo y el transporte de sedimentos en superficie, no presentan alteraciones significativas al ser transformados los bosques naturales altoandinos, en otros tipos de coberturas vegetales dedicadas al desarrollo de actividades productivas.

Ha: Los procesos de regulación hidrológicos y de nutrientes, así como las propiedades físicas del suelo y el transporte de sedimentos en superficie, presentan alteraciones significativas al ser transformados los bosques naturales altoandinos, en otros tipos de coberturas vegetales dedicadas al desarrollo de actividades productivas.



## **4. Objetivos**

### **4.1 Objetivo general**

- 4.1.1** Evaluar comparativamente el efecto de diferentes coberturas vegetales (Pasto, Cultivo Limpio, Bosque Montano y Rastrojo) sobre los procesos de regulación hidrológica, de nutrientes y sedimentos en ecosistemas de alta montaña en Antioquia.

### **4.2 Objetivos específicos**

- 4.2.1** Determinar la respuesta de los flujos hídricos de las coberturas vegetales (Pasto, Cultivo Limpio, Bosque Montano y Rastrojo) en términos de los procesos de precipitación, escorrentía superficial e infiltración en el suelo, como indicadores de la capacidad de regulación hidrológica.
- 4.2.2** Valorar cualitativa y cuantitativamente los flujos de nutrientes solubles que se movilizan en las coberturas vegetales mencionadas a partir del agua lluvia con el fin de establecer su influencia en la regulación de este proceso.
- 4.2.3** Establecer el comportamiento de algunas propiedades físicas (Densidad aparente, Densidad real, textura, macro y microporosidad, conductividad hidráulica y la retención de humedad) en las coberturas vegetales mencionadas y determinar su papel tanto en la generación de escorrentía superficial, como en la infiltración.
- 4.2.4** Determinar la carga de sedimentos arrastrada por el flujo de escorrentía superficial para cada una de las coberturas vegetales propuestas.

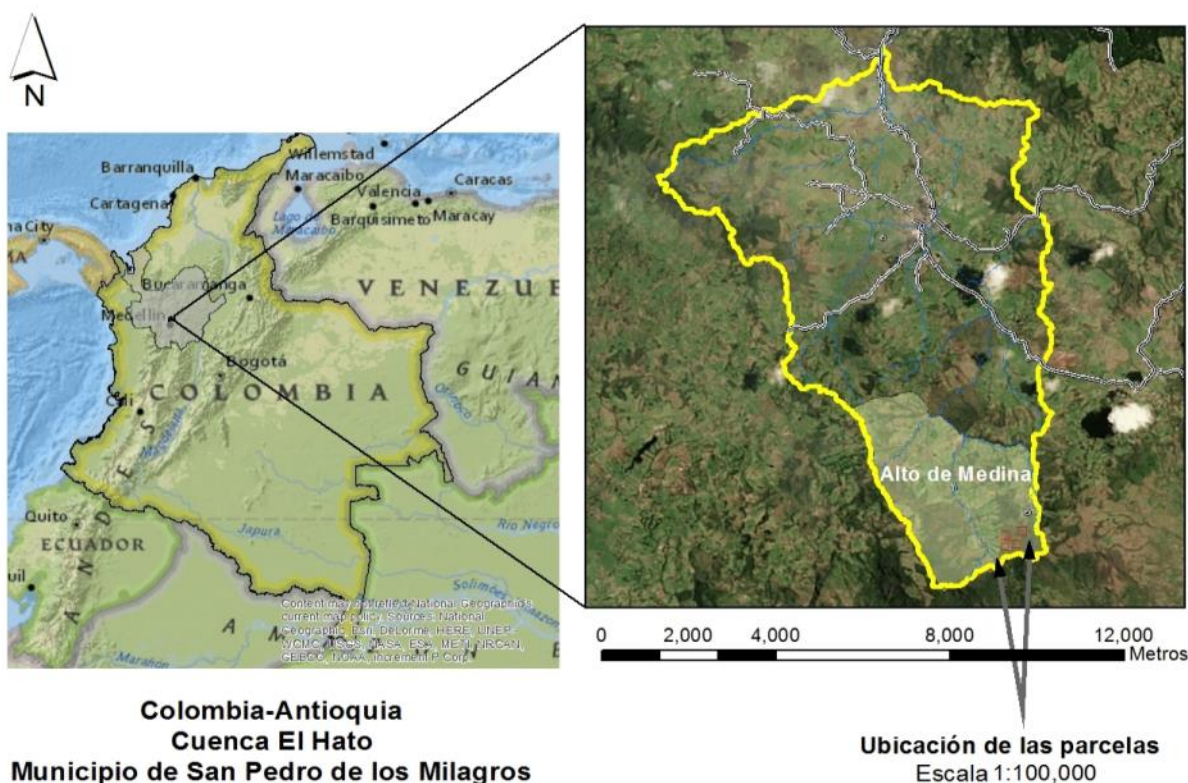
## 5. Materiales y métodos

### 5.1 Área de estudio

#### *Aspectos físicos del área de estudio*

Este estudio se realizó por un periodo de 12 meses (del 7 de mayo de 2011 al 27 de abril de 2012) al norte de Colombia, departamento de Antioquia, en parte alta de la cuenca hidrográfica de la quebrada El Hato, coordenadas ( $6^{\circ}23'10.62''$  N y  $75^{\circ}32'29.88''$  O). Esta cuenca posee una extensión de 6326 Ha y presenta una altitud que va de 2370 a 2850 m.s.n.m. La cuenca hace parte de la jurisdicción del municipio de San Pedro de los Milagros, y es una de las fuentes hídricas que aporta al embalse del río Grande, en el cual se genera energía y se almacena el agua que posteriormente es suministrada a un número significativo de habitantes de Medellín y del valle de Aburra (Figura 5-1).

**Figura 5-1. Localización del área de estudio**

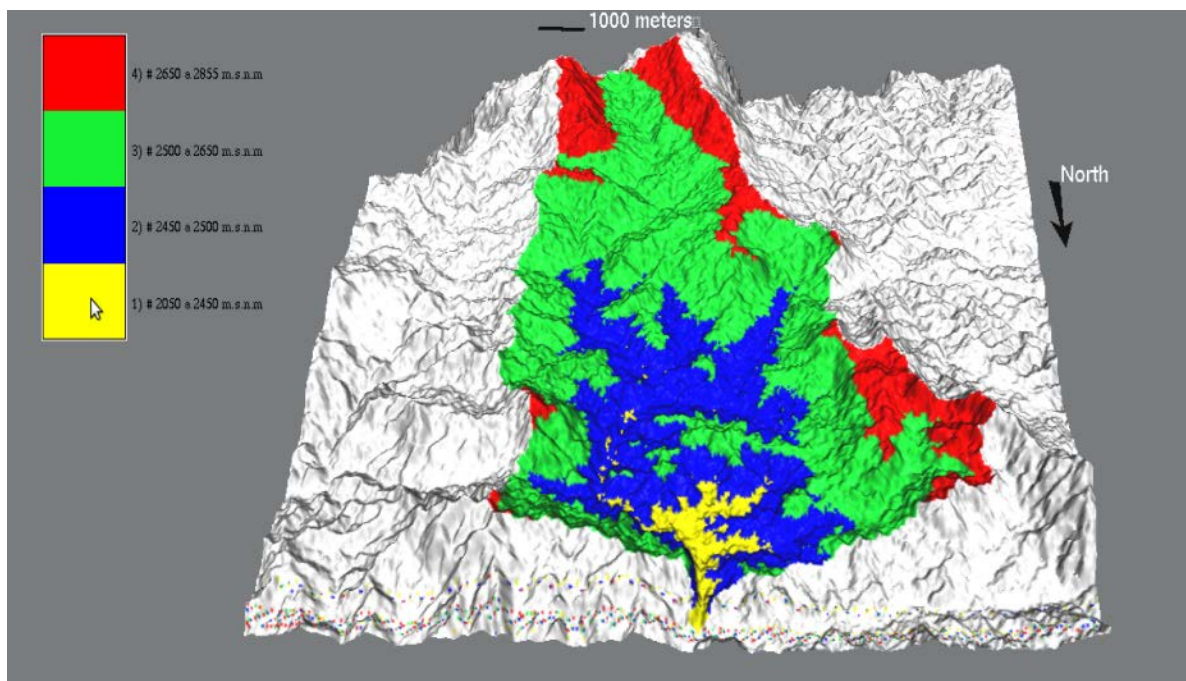




La cuenca fisiográficamente se encuentra emplazada entre la cordillera central y la occidental, y se caracteriza por un relieve de colinas bajas, moderadamente onduladas, con una dominancia en las pendientes que van de 5 a 10 grados, las cuales se presentan en el 47% del área de la cuenca.

El relieve de la cuenca presenta una estructura escalonada con cuatro niveles predominantes ubicados entre los 2050-2450 msnm, los 2450-2500 msnm los 2500-2650 msnm y de 2650 a 2855 msnm. Las altitudes por debajo de los 2500 msnm tienen una representación espacial muy baja y en el rango entre 2600-2740 msnm se ubica la mayor parte del territorio levantado (Figura 5-2).

**Figura 5-2. Distribución altitudinal de la cuenca de la quebrada El Hato.**

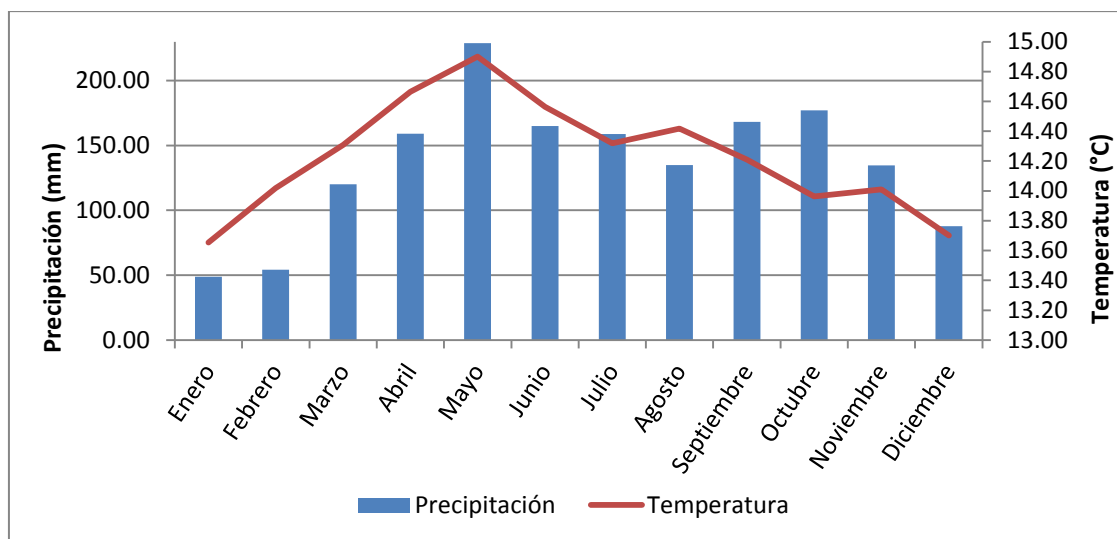


#### *Aspectos climáticos del área de estudio*

La precipitación del área de estudio presenta una media anual de 1636 mm/año, esta refleja un marcado ciclo bimodal teniendo los periodos más húmedos en los meses Marzo, Abril, Mayo, Septiembre, Octubre y Noviembre (Figura 5-3). Las menores precipitaciones se presentan en la primera temporada del año y se presentan dos periodos secos: el primero en los meses de Diciembre, Enero, Febrero y el segundo en Junio, Julio y Agosto. La temperatura media es de 13 °C, la humedad relativa promedio

es de 90%. La información climatológica fue obtenida de la Estación LG RG 10 San Pedro la Y (Coordenadas 6° 29' 54.979" N y 75° 34' 29.231" O). Según los resultados climáticos junto con la altura que la cuenca exhibe, esta se ubica en la zona de vida de Bosque húmedo Montano Bajo (bh-MB), según la clasificación realizada por Holdridge (1987).

**Figura 5-3. Distribución anual de la precipitación en el área de estudio (estación la Y)**



#### *Aspectos edáficos del área de estudio*

De acuerdo al estudio de suelos de Antioquia (IGAC, 1979) en la zona de estudio se encuentran dos asociaciones:

Aldana: son suelos desarrollados a partir de cenizas volcánicas, son moderadamente profundos a profundos, limitados por la presencia de una capa endurecida de óxidos de hierro, bien desarrollados estructuralmente; se presenta en la parte alta de la quebrada el Hato.

Tequendamita: Son suelos desarrollados a partir de cenizas volcánicas, se presentan sobre fisiografías de pendientes suaves, son profundos a moderadamente profundos, limitados por el nivel freático.

En general estos suelos poseen buenas propiedades físicas, son generalmente ácidos, profundos a moderadamente profundos, con alto contenido materia orgánica, bajos contenidos de bases y nitrógeno, fijadores de P, con una baja CIC y alta capacidad de retención de humedad

#### *Coberturas vegetales del área de estudio*

En la cuenca El Hato la actividad económica corresponde principalmente a producción pecuaria, con el cambio de coberturas condicionado por la producción lechera. De otro lado, el establecimiento de cultivos limpios con la adopción de diferentes tratamientos a la tierra en la zona, ha venido incrementándose en los últimos años, además de la utilización de diferentes agroquímicos. Teniendo el mapa de coberturas vegetales de 2010, se establecieron 4 usos de suelo dominantes, con estos usos y teniendo en cuenta la posibilidad de encontrar condiciones ecológicas similares, fueron seleccionadas las áreas para el monitoreo de los procesos hidrológicos de precipitación, escorrentía superficial e infiltración. Los usos se describen así:

**Pastos:** Esta cobertura hace referencia a zonas cultivadas con variedades de pastos mejorados como el Raygrass (*Lolium multiflorum* Lam), Kikuyo (*Pennisetum clandestinum*) o pastos tradicionales, que sustentan la alimentación de las principales razas productoras de leche en la región que son Holstein y Jersey. Los pastos son fertilizados regularmente con úrea y 15-15-15 que es aplicado en campo al voleo. Estos en la cuenca ocupan el 67% del área (Figura 5-4).

**Figura 5-4. Cobertura de pastos de la cuenca de la quebrada El Hato.**



**Rastrojo:** Está constituido por formaciones vegetales naturales, cuyo estado de sucesión secundaria se encuentra en una etapa inicial de desarrollo. En ésta se encuentran plantas de tipo herbáceo, algunos bejucos y escasos arbustos. Adicionalmente las especies presentes no poseen alto valor comercial, pero desempeñan algunas funciones de mejoramiento de suelos y propician las condiciones ambientales necesarias para la colonización de especies vegetales, las cuales son propias de etapas más avanzadas de la sucesión. Las especies vegetales más frecuentes en esta cobertura son: *Paepalanthus alpinus*, *Echeveria bicolor*, *Paepalanthus alpinus*, *Xylosma spiculifera*, *Caesalpinia spinosa*, *Monochaetum bonplandii*, *Pteridium arachnoideum*, *Palicourea angustifolia*, *Cestrum auriculatum*, *Accinium meridionale*, *Sticherus rubiginosus*. Esta cobertura ocupa el 17% de área total de la cuenca (Figura 5-5).

**Figura 5-5. Cobertura de rastrojo de la cuenca de la quebrada El Hato.**



**Bosque:** Describe un ecosistema natural con un estado de sucesión avanzado que presenta una estructura de dosel cerrada, constituida por especies leñosas y no leñosas, arbóreas, arbustivas, bromelias, orquídeas lianas y herbáceas entre otras. Entre las especies arbóreas más frecuentes en este tipo de bosques están: *Ilex danielis*, *Ardisia foetida*, *Faramea flavicans*, *Polycurea lirystipula*, *Myrcianthes myrsinoides*, *Miconia theaezans*, *Panopsis polystachya*, *Drimys granadensis*, *Nectandra* sp., *Perrottetia maxima*, *Chrysochlamys colombiana*, *Hedyosmum cuatrecazanum*, *Turpinia occidentalis*, *Clusia alata*, *Viburnum pichinchense*, *Oreopanax floribundum*, *Bejaria mathewsii*, *Eugenia dittocrepis*, *Panopsis suaveolens*, *Weimannia pubecens*, *Myrsine guianensis*, *Clethra*



*lanata*, *Solanum psychotrioides*, *Inga oerstediana*, *Clusia ellipticifolia*, *Mauria heterophylla*, *Geissanthus bogotensis*, *Eschweilera antioquensis*, *Zanthoxylum verrucosum*, *Croton mutisianus*, *Macrocarpeae macrophylla*, *Lippia hirsuta*. En la cuenca estos ecosistemas ocupan el 9% del área total (Figura 5-6).

**Figura 5-6. Cobertura de bosque de la cuenca de la quebrada El Hato.**



**Cultivo limpio:** Esta cobertura la conforman los cultivos cuyo ciclo vegetativo es corto y son plantados nuevamente después de la cosecha, estos permanecen en la tierra menos de un año como es el caso de la Papa (*Solanum tuberosum*), y la zanahoria (*Daucus carota* L.), adicionalmente se consideran como cultivos semestrales o temporales debido a que se destruye la planta en el momento de realizar la cosecha. Estos demandan una gran cantidad de agroquímicos como la abonaza, el 15-15-15 y el Nitrafos que son aplicados al voleo para aumentar la fertilidad del suelo. Para la prevención de plagas se utilizan productos como el Manzate y en el control de plagas como el de la mancha negra se utiliza Kursate, los cuales básicamente se aplican con bomba a la raíz para el caso de la prevención incidencia de plagas (*Tecia solanivorachizas* y *Ancognatha Scarabaeoides*) y enfermedades (*Phytophthora*, *Spongospora virus* y *Ralstonia solanacearum* bacteria), todos estos insumos poseen algún grado de toxicidad. Estos cultivos ocupan el 4% del área de la cuenca (Figura 5-7) y para este estudio se realizó el monitoreo de dos ciclos de cultivo de Papa (*Solanum tuberosum*).

**Figura 5-7. Cobertura de cultivo limpio de la cuenca de la quebrada El Hato.**



En el otro 3 % restante del área de la cuenca se encuentra la zona urbana del municipio de San Pedro de Los Milagros.

## 5.2 Métodos

### 5.2.1 Análisis del proceso de regulación hídrica

Para utilizar como indicadores *proxy* que permitan describir el proceso de regulación hidrológica se evaluaron los flujos de precipitación, escorrentía superficial e infiltración para las cuatro coberturas con una frecuencia semanal, durante un año. La evaluación de la precipitación y las comparaciones entre coberturas para cada uno de los flujos de escorrentía superficial e infiltración, se realizaron aplicando análisis de medidas repetidas en el tiempo y comparaciones entre las pendientes de las rectas de regresión de los datos. Se dispuso de los siguientes elementos para el monitoreo de los flujos en el área de estudio los cuales se describen a continuación:

#### ***Flujos hídricos de precipitación y escurrimiento cortical***

Para comparar entre coberturas el comportamiento de la regulación hídrica, se realizó el monitoreo de los flujos de precipitación incidente ( $P_p$ ), precipitación interna ( $P_i$ ) Escurrimiento cortical ( $E_c$ ), y se determinó la precipitación neta ( $P_n$ ), al alcanzar la cobertura de bosque; luego se contrastaron los ingresos para determinar la cantidad de agua lluvia disponible para cada cobertura.

Para ello se realizó la distribución al azar de una red de 19 pluviómetros, 3 para captar la precipitación incidente ( $P_p$ ) a campo abierto para cada cobertura y 16 para cuantificar los ingresos por interna ( $P_i$ ) en la cobertura de bosque (Figura 5-8).

**Figura 5-8. Ejemplo de los pluviómetros utilizados para determinar la precipitación incidente ( $P_p$ ) e interna ( $P_i$ )**



Igualmente para monitorear el ingreso agua lluvia que escurre por los tallos de los árboles y su aporte a la precipitación interna, se instalaron 6 collarines en el bosque que consistieron en mangueras plásticas de 2 pulgadas de diámetro seccionadas por la mitad en su longitud; estas fueron dispuestas helicoidalmente en cada árbol, lo que garantizó el total cubrimiento de su diámetro y conectado a esta se dispuso de un recipiente para la recolección del agua, para estimar el volumen (¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.).

**Figura 5-9. Ejemplo de los collarines utilizados en el bosque para determinar el escurrimiento por el tronco (Ec).**



También se instaló una estación meteorológica digital marca *DAVIS* serie (*Vantage Pro*), con el fin de obtener la intensidad máxima ( $I_{max}$ ) y media ( $I_{prom}$ ) de la lluvia y comprobar su relación con el ingreso de agua para la cobertura de bosque.

Adicionalmente para determinar las diferencias entre el promedio de lluvias de 10 años y los valores de precipitación incidente  $P_p$  encontrados en el monitoreo, se obtuvieron los datos de precipitación mensual total de 10 años (2001-2010), de la estación San Pedro - La Y, denominados como  $P_p^{**}$ . Con el promedio de estos datos, y con los datos de la precipitación incidente mensual total de los pluviómetros instalados en las parcelas, se realizó la comparación mediante un análisis de varianza con medidas repetidas en el tiempo.



### ***Flujos hídricos de escorrentía superficial***

Como un indicador de la capacidad de regulación hídrica de cada cobertura, se evaluó la respuesta de la lámina de agua lluvia que se transformó en escorrentía superficial, implementando para cada una, parcelas convencionales abiertas y cerradas de escorrentía, delimitadas utilizando paneles de lámina alveolar. El agua de escorrentía superficial proveniente de cada parcela alcanzaba una canaleta, la cual a su vez estaba conectada a un recipiente que almacenaba el agua para cuantificar el flujo (Figura 5-10).

**Figura 5-10. Ejemplo de parcela de escorrentía abierta utilizadas para determinar la escorrentía superficial ( $E_s$ ).**



### ***Flujos hídricos de infiltración***

Para cuantificar los ingresos de agua gravitacional en los suelos de cada cobertura y utilizándolos también como indicadores de la capacidad de regulación hidrológica, se realizó la apertura de dos calicatas por cobertura y se instalaron seis bandejas lisimétricas distribuidas en el perfil del suelo de la siguiente forma: dos correspondientes a la primera capa del suelo que comprende la infiltración en el mantillo ( $H_o$ ), otras dos ubicadas en el límite inferior del primer horizonte mineral del perfil edáfico (horizonte A), en un rango de profundidad de 0 a 40 cm aproximadamente denominado infiltración superficial ( $I_s$ ), y dos a 80 cm de profundidad, correspondientes al nivel de drenaje profundo ( $D_p$ ), que representa pérdidas hidrológicas y biogeoquímicas para cada sistema.

**Figura 5-11. Ejemplo de bandejas lisimétricas utilizadas para determinar la infiltración a tres profundidades del perfil del suelo. Horizonte orgánico (*Ho*), infiltración superficial (*Is*) y drenaje profundo (*Dp*).**



La Tabla 5-1 resume los implementos utilizados para evaluar el comportamiento hidrológico de cada flujo, como indicador de la capacidad de regulación hidrológica de cada cobertura.

**Tabla 5-1. Variables evaluadas para determinar la capacidad de regulación hidrológica de cada cobertura**

Variable	Sigla	Instrumento de medición	Número de instrumentos	Frecuencia de monitoreo
Precipitación incidente	<i>Pp</i>	Pluviómetros y estación digital	3 y 1	Semanal y cada 30 minutos
Intensidad máxima de la lluvia	<i>Inmax</i>	Estación digital	1	30 minutos
Precipitación interna del bosque	<i>Pi</i>	Pluviómetros	16 para parcela de bosque	Semanal
Escurrimiento cortical	<i>Ec</i>	Collarines	6 por parcela	Semanal
Escurrimiento superficial	<i>Es</i>	Parcelas de escurrimiento	2 por parcela	Semanal
Infiltración horizonte orgánico (Mantillo)	<i>Ho</i>	Bandejas lisimétricas	4 por parcela	Semanal
Infiltración superficial (40 cm)	<i>Is</i>	Bandejas lisimétricas	4 por parcela	Semanal
Infiltración drenaje profundo (80 cm)	<i>Dp</i>	Bandejas lisimétricas	4 por parcela	Semanal

### 5.2.2 Análisis de la regulación del flujo de nutrientes hidrosolubles

Con el fin de caracterizar y establecer si se presentan diferencias significativas entre los nutrientes disueltos en los distintos flujos hídricos para cada cobertura, y de determinar su influencia en el proceso de circulación de nutrientes, se realizó el análisis químico del agua colectada en cada ensayo con una frecuencia mensual; evaluando los parámetros pH, N,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ , P,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  y C. Para ello se utilizaron los procedimientos recomendados por la American Society of Agronomy and Soil Science of America (Klute 1986), descritos en la Tabla 5-2.

**Tabla 5-2. Parámetros y métodos utilizados para la determinación de los nutrientes disueltos en los flujos hídricos por cobertura**

Parámetro	Método para la determinación	Equipo de medición
pH	Método Potenciométrico	Potenciómetro Hanna pH211
Ca, Mg y K	Absorción atómica: llama óxido nitroso - acetileno	Espectrofotómetro de absorción atómica con llama, horno de grafito y generador de hidruros, modelo M5 MK2 AA System (422,7 nm).
C	Combustión de alta temperatura	Analizador de carbono orgánico total, modelo Apollo 9000 No.14-9000-000 (680,0 °C).
$\text{PO}_4^{3-}$	Colorimétrico: ácido ascórbico	Espectrofotómetro UV/VIS, modelo Helios alpha (890,0 nm). Espectrofotómetro UV/VIS, modelo Helios alpha (890,0 nm).
P	Método Colorimétrico: ácido ascórbico	Plancha de calentamiento, modelo HP 47135, Dosificador handy step, modelo N/A, Espectrofotómetro UV/VIS, modelo Helios alpha (890,0 nm).
$\text{NO}_3^-$	Electrométrico: ión selectivo	Medidor de ión selectivo, modelo 17810010.
$\text{NO}_2^-$	Colorimétrico	Espectrofotómetro UV/VIS, modelo Helios alpha (543,0 nm).
$\text{NH}_4^+$	Titulométrico	Destilador automático de nitrógeno, modelo UDK 142, Titulador automático, modelo 702 SM Titrino.
N total	Titulométrico: Macrokjeldahl	Digestor de nitrógeno con scrubber, modelo K-424, Destilador automático de nitrógeno, modelo UDK 142, Titulador automático, modelo 702 SM Titrino.

Posteriormente se procedió a calcular la concentración media ponderada en  $\text{mg L}^{-1}$  de cada flujo hídrico por cobertura, y se realizaron comparaciones tanto para las concentraciones como para los flujos de nutrientes disueltos, estos últimos calculados en  $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Para realizar las comparaciones se efectuaron pruebas de rangos múltiples de Tukey utilizando el programa STATGRAPHICS Centurion XVI versión 16.1.11.

Para determinar el flujo de nutrientes solubles en el bosque y detectar la lixiviación o captura de iones desde el interior de las copas de los árboles de la precipitación hacia la superficie del piso del bosque, se evaluó la Deposición Neta ( $Dn$ ) (Moreno *et al.* 2001). Ésta se calculó como la diferencia entre la cantidad del elemento en las aguas de pluviolavado y la cantidad de dicho elemento en el agua de lluvia (Fórmula [1]).

$$[1] Dn = Pi + Ec - Pp$$

Como indicador de la ganancia o pérdida relativa de elementos de la lluvia tras pasar por el dosel, se calculó el Índice de Deposición (Fórmula [2]), propuesto por Parker (1983).

$$[2] ID = (Pi + Ec)/Pp$$

### 5.2.3 Caracterización de algunas propiedades físicas del suelo y su influencia en la regulación hídrica

Para determinar si se presentan diferencias en algunas propiedades físicas de los suelos de cada cobertura, y establecer su influencia tanto en la generación de escorrentía superficial como en la infiltración, se emplearon como indicadores de la capacidad de regulación hidrológica en el suelo, distintos parámetros los cuales se describen en la Tabla 5-3.

**Tabla 5-3. Parámetros y métodos utilizados para la determinación de las propiedades físicas del suelo por cobertura**

Parámetro	Sigla	Método utilizado para la determinación	Unidad de medición	Fuente
Densidad aparente	<b>Da</b>	Cilindro biselado	Mg mg <sup>-3</sup>	Soil Survey Staff (2010)
Densidad real	<b>Dr</b>	Pentapicnómetro Ref Pentapyc 5200e	Mg mg <sup>-3</sup>	
Curva de retención de humedad	<b>CRH</b>	Ollas y platos de presión	%	Soil Survey Staff (2010)
Conductividad hidráulica saturada	<b>Ksat</b>	Permeámetro de carga variable	cm h <sup>-1</sup>	Soil Survey Staff (2010)
Porosidad total	<b>Pt</b>	Calculada a partir de la densidad real y aparente	%	Jaramillo (2002)
Macroporos	<b>M</b>	Calculados a partir de la porosidad total y la humedad a capacidad de campo	%	Jaramillo (2002)
Microporos	<b>m</b>	Determinados a partir de la humedad a capacidad de campo	%	Jaramillo (2002)
Textura		Al Tacto	%	Jaramillo (2002)

Con los resultados obtenidos para las propiedades físicas, se realizaron las comparaciones para los parámetros, buscando establecer si existen diferencias entre las propiedades físicas de las coberturas, empleando para ello pruebas de rangos múltiples de Tukey, con el programa STATGRAPHICS Centurion XVI versión 16.1.11.

#### **5.2.4 Análisis de regulación del flujo de sedimentos generado por escorrentía superficial**

Para determinar si existen diferencias en el flujo de sedimentos arrastrados por escorrentía superficial entre coberturas, se evaluó la circulación del material particulado el cual fue retenido en una trampa de malla fina instalada en las canaletas de cada parcela de escorrentía superficial. Para contrastar el flujo sedimentos entre coberturas, se utilizó el procedimiento de modelos mixtos (MIXED PROCEDURE), con el programa SAS versión 9.3.



## 6. Resultados y discusión

### 6.1 Capacidad de regulación hídrica de las diferentes coberturas (Objetivo 4.2.1)

Los resultados obtenidos experimentalmente para determinar la capacidad de regulación hidrológica que tienen las diferentes coberturas vegetales estudiadas, se presentan a continuación en los apartados 6.1.1 a 6.1.6. En ellos se discute el proceso de partición y redistribución hidrológica entre coberturas, siguiendo los aspectos metodológicos expuestos en el apartado 5.2.1. Estos resultados en particular, están asociados al cumplimiento del objetivo específico 4.2.1, que pretende “Determinar la respuesta de los flujos hídricos de las coberturas vegetales (Pasto, Cultivo Limpio, Bosque Montano y Rastrojo) en términos de los procesos de precipitación, escorrentía superficial e infiltración en el suelo, como indicadores de la capacidad de regulación hidrológica”.

#### 6.1.1 Flujos de precipitación incidente ( $Pp$ ) e interna del bosque ( $Pi$ ) y la precipitación media mensual promedio de 10 años ( $Pp$ ).

Para establecer si existen diferencias en el promedio de precipitaciones mensuales de 10 años comparada con la precipitación obtenida y determinar la respuesta de la lluvia al alcanzar el dosel del bosque se realizó el análisis de todos estos flujos. En resumen total mensual y promedio de las láminas de precipitación incidente e interna, junto con la desviación típica para el periodo de estudio se muestra en la Tabla 6-1.

**Tabla 6-1. Valores totales mensuales y promedios semanales de las láminas de precipitación incidente ( $Pp$ ), precipitación interna ( $Pi$ ), escurrimiento por el tallo ( $Ec$ ), intercepción de la lluvia y % de la  $Pp$ , determinados en las parcelas para los doce meses de monitoreo, y precipitación total media mensual y precipitación media anual, registrada para la estación San Pedro La Y entre 2001 y 2010 ( $Pp^{**}$ )**

	Lámina (mm)	Mes												Total año
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Flujo	Mes	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	
$Pp$	Total	327.03	301.14	116.77	217.00	257.56	126.14	214.44	171.04	135.24	18.69	195.43	343.41	2423.90 <sup>a</sup>

	<b>Media</b>	81.76	75.29	29.19	54.25	64.39	31.54	53.61	42.76	33.81	4.67	48.86	85.85	<b>50.50</b>
	<b>DT(±)</b>	21.06	10.87	21.24	28.70	13.37	6.32	28.61	11.24	12.64	2.11	12.05	30.89	<b>23.956</b>
<b>Pi</b>	<b>Total</b>	232.73	247.23	96.09	167.88	205.67	103.18	196.31	135.10	96.23	9.58	150.68	256.49	<b>1897.17</b>
	<b>Media</b>	58.18	61.81	24.02	41.97	52.59	20.43	38.75	29.24	16.60	1.57	33.14	54.07	<b>36.03</b>
	<b>DT(±)</b>	35.75	48.15	25.05	37.92	25.83	22.73	11.02	21.24	21.04	2.75	25.09	22.38	<b>18.60</b>
	<b>(%)Pp</b>	71.17%	82.10%	82.29%	77.37%	79.85%	81.79%	91.55%	78.99%	71.16%	51.26%	77.10%	74.69%	<b>78.27%</b>
<b>Ec</b>	<b>Total</b>	0.82	2.87	0.90	1.34	1.53	0.71	2.70	0.62	0.86	0.02	0.75	3.59	<b>16.72</b>
	<b>Media</b>	0.20	0.72	0.22	0.34	0.38	0.18	0.68	0.16	0.22	0.00	0.19	0.90	<b>0.35</b>
	<b>DT(±)</b>	0.09	0.54	0.42	0.29	0.35	0.32	0.50	0.26	0.35	0.01	0.26	0.52	<b>0.27</b>
	<b>(%)Pp</b>	0.25%	0.95%	0.77%	0.62%	0.60%	0.56%	1.26%	0.36%	0.64%	0.10%	0.38%	1.05%	<b>0.69%</b>
<b>I</b>	<b>Total</b>	93.48	51.05	19.77	47.77	50.36	22.25	15.43	35.32	38.14	9.09	44.00	83.33	<b>510.00</b>
	<b>Media</b>	23.37	12.76	4.94	11.94	12.59	5.56	3.86	8.83	9.54	2.27	11.00	20.83	<b>10.63</b>
	<b>DT(±)</b>	25.95	6.07	3.36	10.95	12.03	4.79	9.95	7.86	3.04	3.04	5.80	12.04	<b>6.43</b>
	<b>(%)Pp</b>	28.58%	16.95%	16.94%	22.02%	19.55%	17.64%	7.20%	20.65%	28.20%	48.64%	22.52%	24.27%	<b>21.04%</b>
<b>Pp**</b>	<b>Total</b>	<b>228.84</b>	<b>164.97</b>	<b>158.76</b>	<b>134.91</b>	<b>168.31</b>	<b>177.03</b>	<b>134.77</b>	<b>87.78</b>	<b>47.31</b>	<b>54.34</b>	<b>120.18</b>	<b>159.15</b>	<b>1636.3<sup>b</sup></b>
	<b>DT(±)</b>	43.3	43.6	60.1	57.7	55.8	39.2	51.9	37.6	27.4	30.7	52.4	53.4	

DT(±)=Desviación típica. **Pp\*\*** precipitación incidente mensual total promediada para un periodo de 10 años en la estación San Pedro La Y.

La Tabla 6-1 también muestra los datos tanto de la precipitación total media mensual, como la precipitación media anual, obtenidos de la estación San Pedro La Y (**Pp\*\***) entre el 2001 y 2010. Los resultados de la Tabla 6-1 muestran un comportamiento diferenciado al observar tanto la **Pp** como la **Pp\*\***, presentando los meses más lluviosos al inicio del ensayo en mayo y junio de 2011, y abril de 2012, mientras que para los valores de la estación San Pedro - La Y los meses de más lluviosos son mayo, septiembre y octubre.

De todo el periodo de monitoreo, los meses más secos fueron julio y octubre de 2011, y enero y febrero de 2012, en este último mes se presentaron valores inferiores a los encontrados para el promedio de 10 años (Tabla 6-1). Al comparar con el análisis de medidas repetidas en el tiempo, los valores mensuales de la **Pp** y la **Pp\*\***, se detectaron diferencias significativas entre ambas precipitaciones, adicionalmente se encontró que existe interacción entre las precipitaciones y los tiempos de monitoreo ( $p < 0.0001$ ), esto como consecuencia del mayor ingreso de agua lluvia que se presentó para el periodo en el que se realizó este estudio comparado con los promedios totales mensuales de 10 años, y que además en algunos meses del monitoreo se presentaron precipitaciones por debajo del promedio de 10 años (Tabla 6-1).

También se aprecia en la Tabla 6-1, que los valores de la precipitación incidente (**Pp**) total anual en este estudio, fueron mayores a los de las precipitaciones determinadas en la

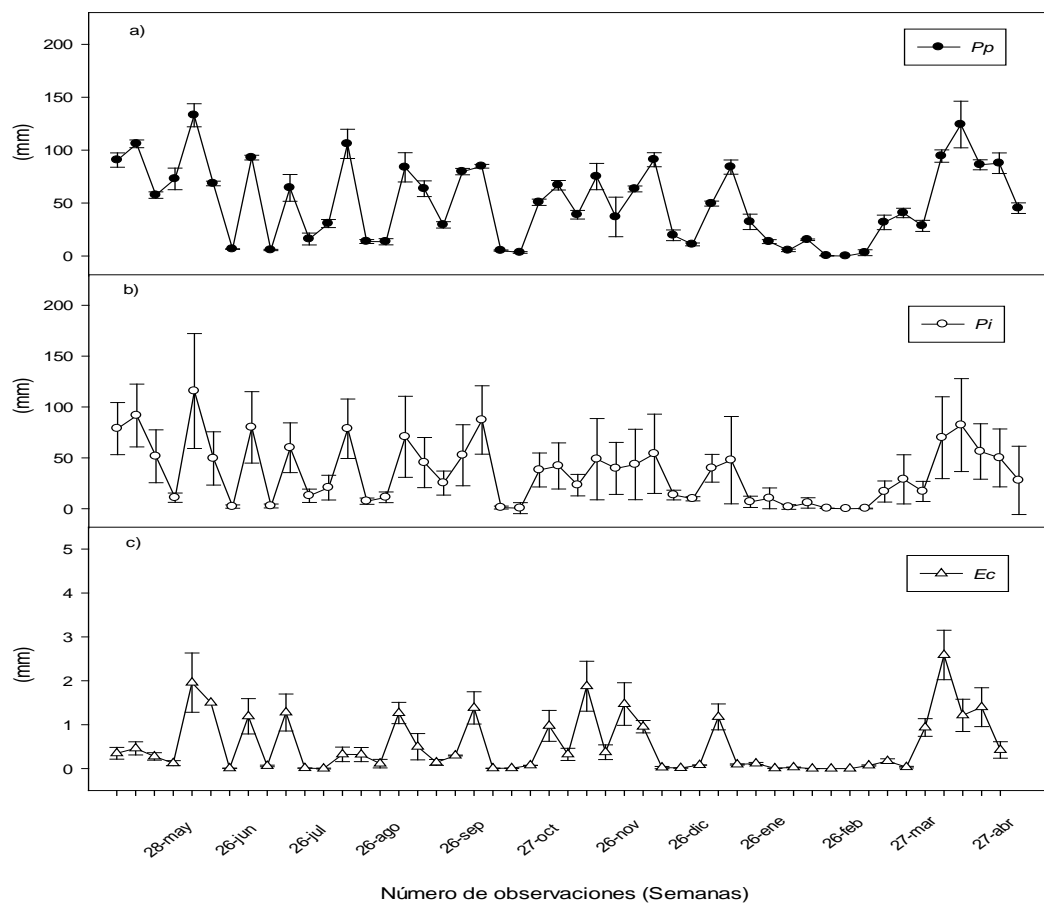


estación San Pedro – La Y para un periodo de 10 años ( $Pp^{**}$ ), con casi el 48% adicional del total de la lluvia registrada como lámina de  $Pp$ .

Este incremento atípico de las precipitaciones en los meses de mayo junio, y agosto, para los primeros meses de monitoreo, se presentó debido a que en Colombia ocurrió para la época la fase fría del fenómeno de El Niño-Oscilación del Sur (ENSO), lo que cambio el régimen bimodal reportado para la zona, y propició un mayor ingreso de  $Pp$  para los ecosistemas. En síntesis se observan las variaciones tan grandes que se pueden presentar en términos de la disponibilidad de agua, tanto para los ecosistemas como para las fuentes de agua de la que se abastecen un número significativo de personas con este tipo de fenómenos.

Para el caso de la precipitación incidente la lámina  $Pp$ , alcanzó 2364.89 mm, la  $Pi$  alcanzó durante los doce meses de observaciones, un valor de 1897.17 mm representando el 78.27 % de la  $Pp$  (Tabla 6-1), valores cercanos a los reportados por León *et al.*, (2011a), en bosques montanos para ecosistemas de roble (*Quercus humboldtii* Bonpl.), con el 81% de la  $Pp$ . Adicionalmente los valores obtenidos se encuentran dentro de los rangos reportados por diferentes autores para este tipo de ecosistemas (67-81% de la  $Pp$  Bruijnzeel, 2005; 63-93% de la  $Pp$  Holder, 2004; 71-93% de la  $Pp$  Gómez-Peralta *et al.*, 2008).

**Figura 6-1. Evolución temporal de las láminas de: a) precipitación incidente ( $Pp$ ), b) precipitación interna ( $Pi$ ) y c) escurrimiento cortical ( $Ec$ ) durante el periodo de monitoreo.**



En la Figura 6-1 a y b, se aprecia la tendencia de la lámina mensual de  $P_i$  respecto a la de  $P_p$ , en esta se evidencia el comportamiento paralelo de ambas láminas, siendo siempre mayor la lámina de  $P_p$ . Algunas de estas variaciones presentes en la  $P_i$ , están dadas por las características del ecosistema boscoso, el cual permite mayores ingresos de  $P_i$ , principalmente cuando algunas especies se defolian en las épocas secas.

No obstante en la Figura 6-1 a y b, también se aprecia como en el caso del acumulado semanal de las lluvias inferiores a 10 mm, la lámina de  $P_p$  es similar a la de  $P_i$ , mientras que en el caso de lluvias superiores a 10 mm, los valores de  $P_i$  tienden a situarse en torno al 20 % de la  $P_p$  o incluso en valores superiores, lo que podría asociarse como se explica más adelante por la gran cantidad de bromelias y epífitas presentes en el bosque y en su alta capacidad de almacenamiento de agua lluvia en el dosel. Este comportamiento se encontró para los meses más lluviosos del periodo monitoreado.

A pesar de estos resultados cabe destacar que al realizar el balance del ingreso total de agua al ecosistema vía  $P_i$ , este fue el 78.27 % de la  $P_p$ , esta captura de agua del dosel reduciría en un 21.73% el total de lluvia y modifica tanto los procesos de redistribución de la lluvia bajo el suelo de la cobertura boscosa tanto en la zona no saturada como en el ingreso de agua al caudal base. El valor medio mensual de  $P_i$  aquí encontrado para los 12 meses de monitoreo (78.27%) se localiza cerca al límite inferior al rango indicado en otros bosques montanos tropicales (75-86% Bruijnzeel, 1990; 76-94%: León *et al.*, 2011a).

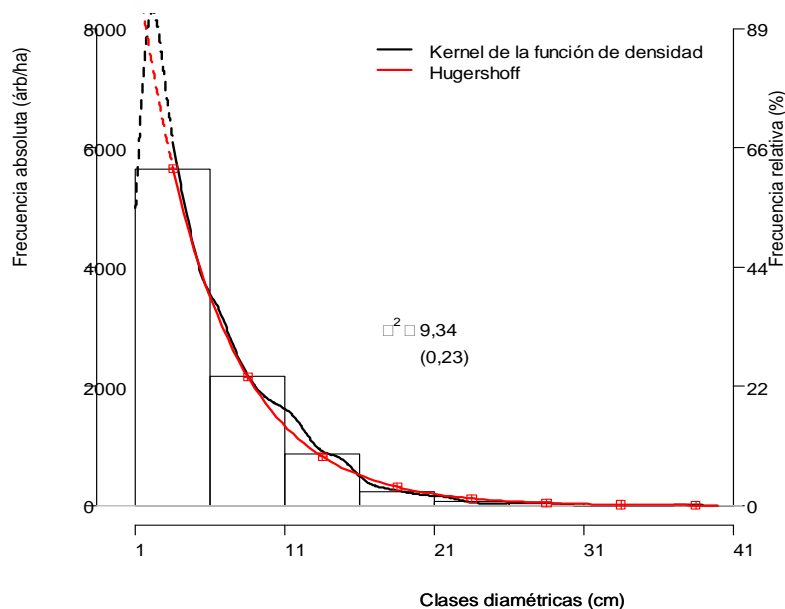
### **6.1.2 Flujo de escurrimiento cortical ( $E_c$ ), Intercepción ( $I$ ) y precipitación neta del bosque ( $P_n$ )**

Buscando cuantificar el aporte en el escurrimiento cortical ( $E_c$ ) a los flujos hídricos se encontró que este tan sólo alcanzó 16.72 mm para todo el período de observación representando 0,69% de la  $P_p$  (Tabla 6-1). La baja participación del flujo de  $E_c$  en el balance hidrológico del bosque ha sido ampliamente reportada (Carlyle 2004), y en el caso de Colombia, los valores de este estudio son superiores a los encontrados por Veneklaas E., & Van EK., (1990: 0,1%), y por León *et al.*, (2011a: 0,1-0,2%), ambos determinados en bosques montanos de la Cordillera Central.

Esto podría presentarse como resultado probable del estado de madurez del bosque aquí monitoreado, aunque Whitmore, (1998) menciona que con el aumento de la elevación, las tallas medias de los individuos decrecen. Tratando explicar esta reducción en el diámetro, se han sugerido algunas hipótesis relacionadas con la temperatura la humedad, la fertilidad del suelo, fuertes vientos, etc, sin embargo, algunos estudios han reportado que son los cambios en los patrones de asignación del carbono, los que influyen tanto en la biomasa aérea como en la biomasa subterránea (Leuschner & Moser, 2008; Quinto, 2010).

En estudios realizados en ecosistemas boscosos, algunos autores afirman acerca de la influencia que presentan las diferentes clases diamétricas del bosque, en el flujo de  $E_c$  (Weaver 1972; Jordan 1978; Lloyd & Marques Filho 1988; citados por Bruijnzeel, 1990). Estos han reportado como el flujo de  $E_c$  de los árboles de gran diámetro es menor que el árboles con tallo más pequeño. En la Figura 6-2 se observa la distribución diamétrica del bosque evaluado.

**Figura 6-2. Histograma de frecuencias, para frecuencias absolutas por clase de diámetro para el bosque evaluado. El valor entre paréntesis corresponde al valor p de la prueba  $\chi^2$ .**



Desafortunadamente teniendo cuenta estos resultados, se evaluaron solo las clases diamétricas del bosque y se comparó el comportamiento del flujo de *Ec*, con las clases diamétricas entre 15- 20 cm y 21-25 cm (Figura 6-2) esto a pesar de que ocupan solo un 5% de individuos por hectárea.

Lo anterior debido a la dificultad de implementar collarines en las clases diamétricas en árboles de menor tamaño. Al evaluar el resultado de este análisis sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticas significativas entre el flujo de *Ec* y ambas clases diamétricas evaluadas ( $p=0.5722$ ). Más allá de este análisis, es muy probable que se esté subvalorando la cantidad de agua en el flujo de *Ec*, al no evaluar este flujo en las otras clases diamétricas. Sin embargo este caso como en el reportado por León *et al.* (2010), fue evidente la dependencia del flujo de *Ec* a la estructura de cada árbol individual al cual estaba fijado cada collarín.

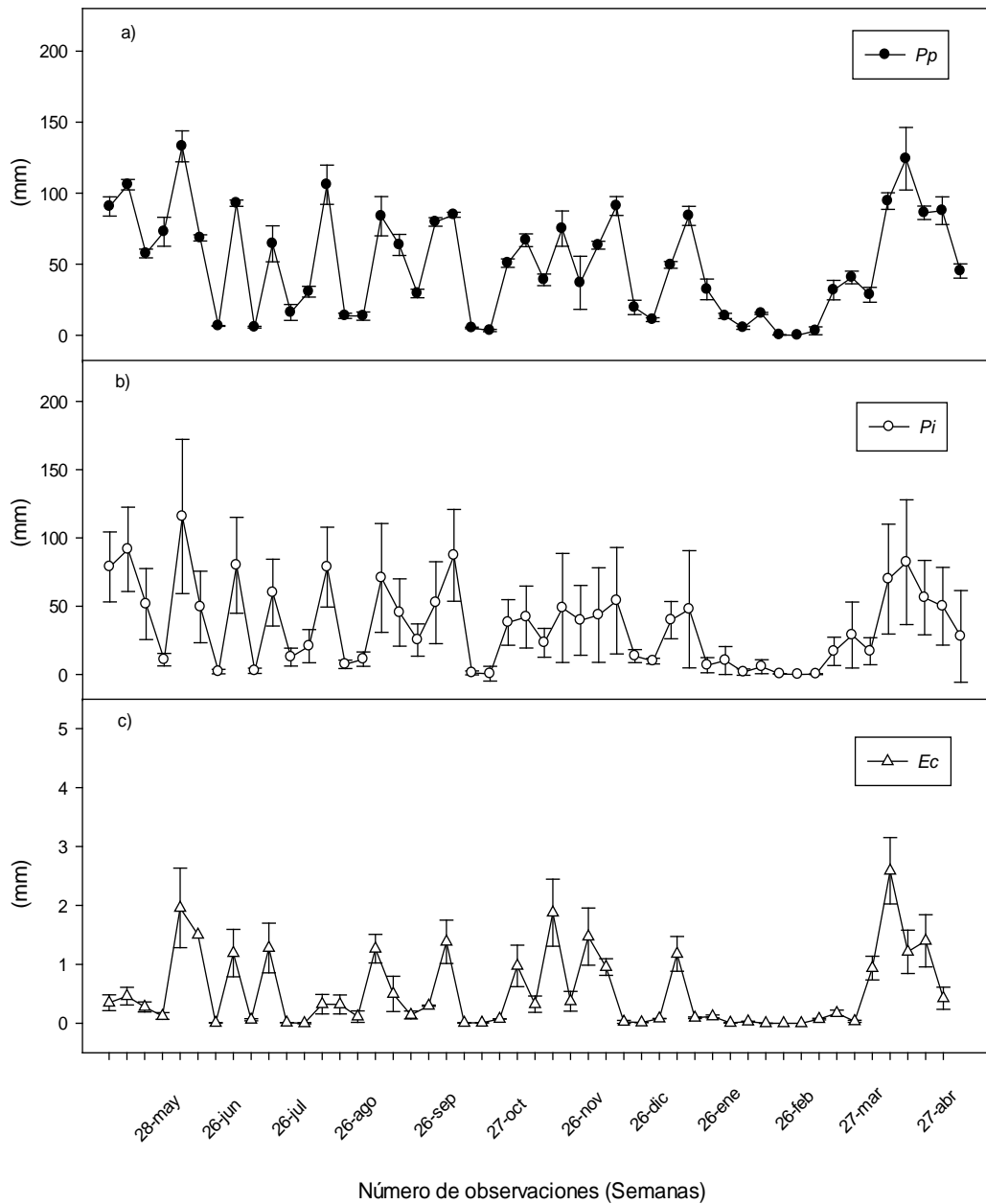
Según Crockford, & Richardson (2000) existen diferentes características de los árboles y de la lluvia que son de suma importancia para la estimación del flujo cortical entre ellas estas: el tamaño de la copa, entre mayor sea el tamaño, mayor será el flujo cortical, la forma de la hoja y orientación, ángulo de las ramas e inclinación, obstrucciones en la trayectoria de flujo

bajo las ramas, obstrucciones como cortes en ramas y en el tronco, el tipo el grosor y humectabilidad de la corteza tienen efectos sustanciales sobre el flujo cortical.

Estos parámetros arquitecturales del árbol así como el área de la hoja, la posición de las hojas, las características de la superficie de las hojas e incluso la etapa fenológica de las especies contribuyen a la alta variabilidad del ingreso en este flujo (Hölscher *et al* 2004; Gomez-Peralta *et al.*, 2008).

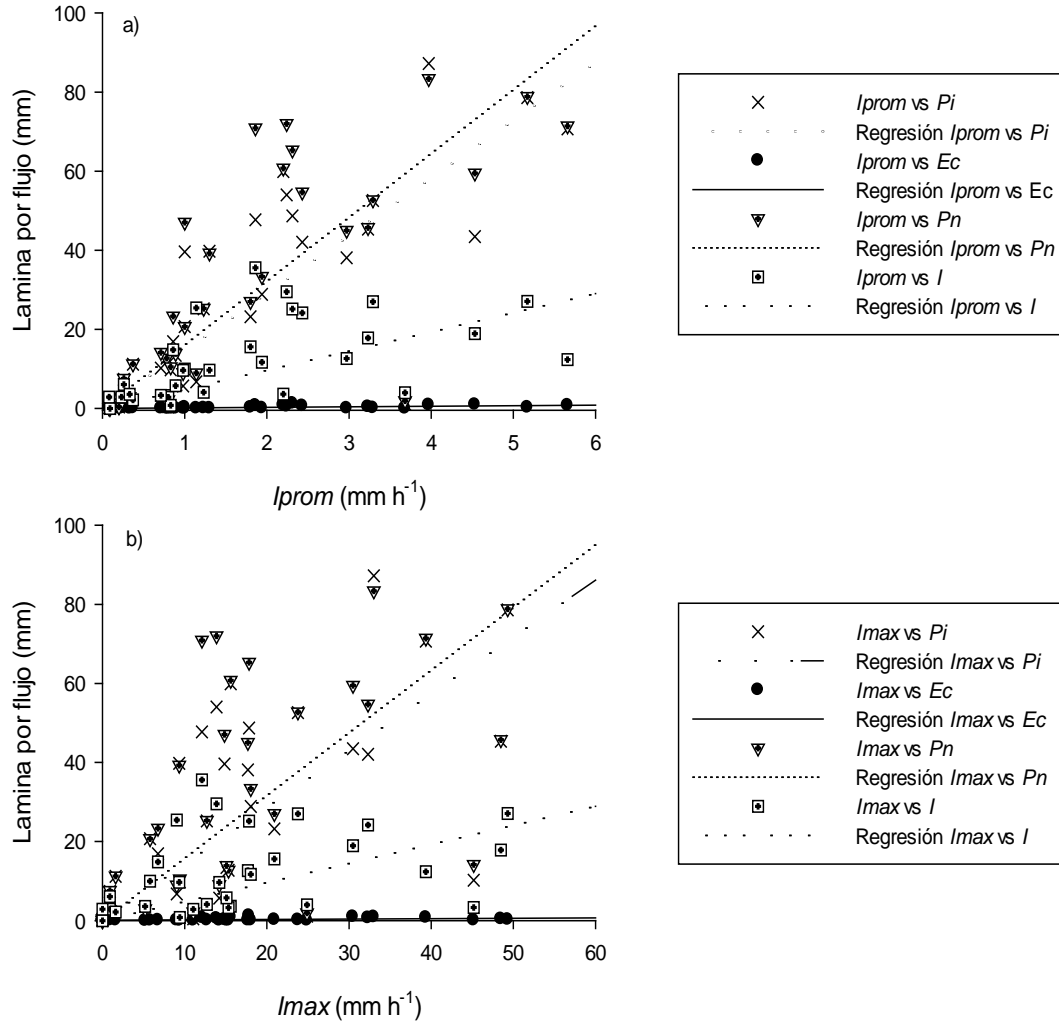
Para el monitoreo de los flujos hídricos aéreos y del suelo, se contó también con los datos de intensidad de las lluvias (*Imax*), de 34 de las 48 semanas. Esto como se explicó anteriormente, para determinar la influencia tanto de la *Imax* como de la *Iprom* en estos flujos. En la Figura 6-3, se aprecia el comportamiento de la *Imax* e *Iprom*, respecto a los flujos de *Pi*, *Ec* y  $Pn = (Pi+Ec)$ , en ella se observa que la *Imax* estuvo altamente relacionada, tanto con el flujo de *Pi*, como con el de *Pn*. ( $p < 0,05$ ). Adicionalmente entre estos dos últimos flujos, prácticamente no existen diferencias debido al bajo aporte de lámina que por concepto de *Ec* ingresa al ecosistema.

**Figura 6-3. Presentaciones de la intensidad promedio de las lluvias semanal (*Iprom*) b) intensidad máxima de la lluvia semanal (*Imax*) vs. a) la precipitación interna (*Pi*), b) escurrimiento cortical (*Ec*) y c) precipitación neta (*Pn*) durante el periodo de estudio.**



En dicho análisis se encontró que tanto las pendientes como los interceptos de los flujos de  $P_n$  y  $P_i$  vs las intensidades  $I_{max}$  e  $I_{prom}$ , responden positivamente y no presentan diferencias estadísticas significativas a):( $p=0.4562$ ) y b):( $p=0.9186$ ) respectivamente, esto debido a que el 99% de la  $P_n$  lo aporta la  $P_i$ . Lo que se traduce en que a medida que aumenta la intensidad de la lluvia, aumenta el flujo de agua lluvia que atraviesa el dosel y llega a la superficie del suelo.

**Figura 6-4. Comparación entre las líneas de regresión para los flujos de precipitación interna ( $P_i$ ), escurrimiento cortical ( $E_c$ ), precipitación neta ( $P_n$ ) y la interceptación ( $I$ ) del bosque vs a) la intensidad promedio ( $I_{prom}$ ) y b) la intensidad máxima ( $I_{max}$ ) de lluvia semanal.**



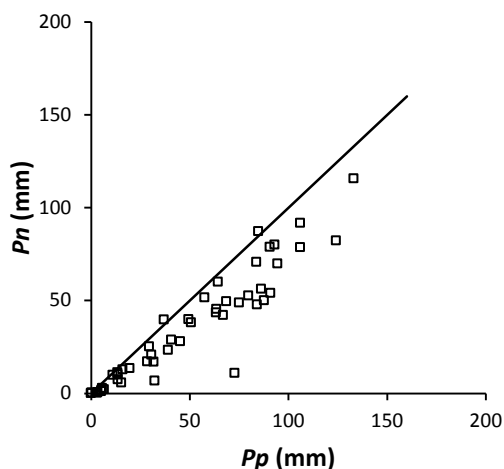
Sin embargo las rectas de regresión de los flujos de  $P_n$  y  $P_i$  vs  $I_{max}$  e  $I_{prom}$  (Figura 6-4 a y b), si presentan diferencias cuando se comparan con el flujo de  $E_c$  y la  $I$ , vs la  $I_{max}$  e  $I_{med}$  ( $p < 0.0001$ ). Para la  $I$  se encontró que responde al aumento tanto de la  $I_{max}$  e  $I_{prom}$  (Figura 6-4 a y b), lo que indicaría que a mayores intensidades, mayor sería la capacidad de captura de  $P_p$  del dosel. Aunque para ambas Figuras se observa que se presentaron semanas en las que los valores de interceptación ( $I$ ) se situaron bajo la recta de regresión lo que en buena medida indicaría una baja asociación de la  $I$  con la  $I_{max}$  e  $I_{prom}$  ( $R^2=10.71$  y  $20.07\%$  respectivamente).

En la Figura 6-4 a y b, también se aprecia cómo tanto para la lámina de  $P_i$  como la  $P_n$ , presentan una pendiente positiva y creciente al aumento de ambos flujos. Esto, al manifestarse un incremento de la  $I_{max}$  e  $I_{prom}$ , lo que indica que tanto el flujo  $P_i$  como el de  $P_n$  responden efectivamente al incremento de  $I_{max}$  e  $I_{prom}$  de la lluvia ( $R^2=56.6$  y  $72.81\%$  respectivamente). Mientras que en la lámina de  $Ec$  se evidencio un flujo constante con el aumento de la  $I_{max}$  e  $I_{prom}$  de la lluvia ( $R^2=16.81$  y  $33.38\%$ ). Esto muestra que en el bosque a pesar de presentarse eventos de lluvia con fuerte intensidad, el flujo de  $Ec$ , no aumento.

La intercepción ( $I$ ) totalizó en los 12 meses (Tabla 6-1), 510 mm (21.04 % de la  $P_p$ ). El valor de ( $I$ ) aquí determinado se encuentra por encima de los reportados en la literatura (12.4% y 18.3% Veneklaas & van Ek 1990; 14,8%: Cavelier & Vargas, 2002), lo cual puede derivarse de la abundancia de briofitas y epífitas, cuya capacidad de almacenamiento de agua podría producir mayores pérdidas por  $I$  (Bruijnzeel, 1990; Liu *et al.*, 2002; Köhler *et al.*, 2007).

La precipitación neta ( $P_n$ ) alcanzó para las 48 semanas evaluadas 78.96% de la  $P_p$  y tan solo en dos de los momentos evaluados se presentaron valores superiores a los de  $P_p$  (Figura 6-5). Este comportamiento de la  $P_n$  es similar al reportado por León *et al.*, (2011a), para bosques altoandinos (80-89% de la  $P_p$ ), en los que solo en unos pocos eventos de lluvia se encontró el flujo de  $P_n$  fue superior que el de la  $P_p$ .

**Figura 6-5. Relación entre los valores semanales de precipitación incidente ( $P_p$ ) y precipitación neta ( $P_n$ ) en el bosque.**





### 6.1.3 Flujo de escorrentía superficial (*Es*) para los cuatro tipos de coberturas

Para establecer la respuesta de las coberturas vegetales en la generación de escorrentía superficial como un indicador del proceso de regulación hídrica, se muestra en la Tabla 6-2 los valores de lámina observados entre mayo de 2011 y abril de 2012. Los valores más bajos ocurrieron en el bosque acumulando tan solo 16.74 mm (0.69% *Pp*) presentando los meses con el mayor flujo en marzo y abril de 2012. Situación inversa de *Es*, se encontró en la cobertura de pastos en donde el porcentaje de lámina de *Pp* fue del 20.8% y los meses con mayor flujo fueron mayo, junio y septiembre de 2011, en los cuales también presentaron los mayores valores de *Pp*. Seguida de la *Es* de pastos total, estuvo la *Es* del cultivo limpio con 14.8% de la lámina de *Pp*.

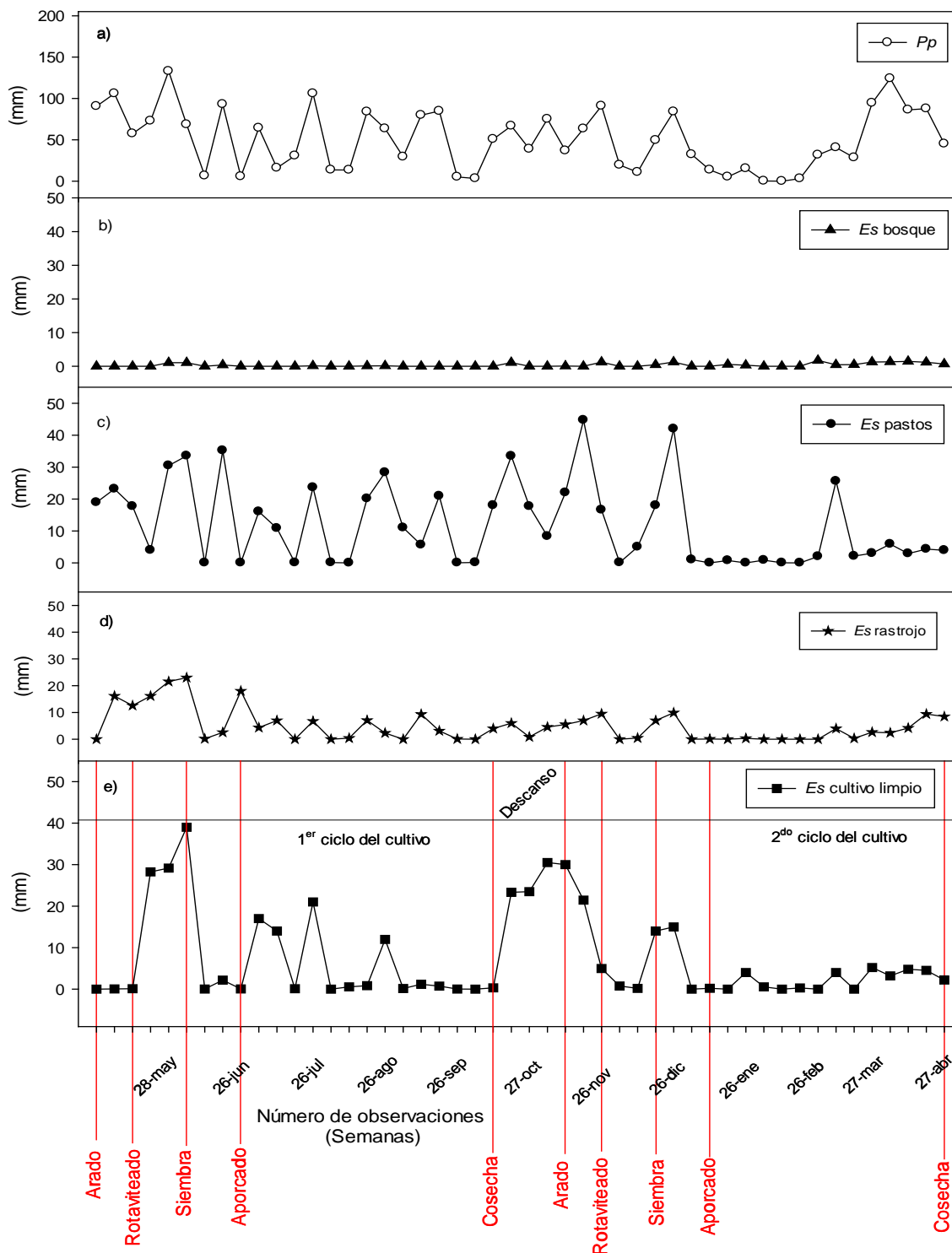
**Tabla 6-2. Valores totales mensuales y promedios semanales de las láminas de escorrentía superficial (*Es*) en las cuatro coberturas y % de la precipitación incidente (*Pp*).**

Flujo	Lámina (mm)	Mes												Total Año
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
		May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	
<i>Pp</i>	Total	327.03	301.14	116.77	217.00	257.56	126.14	214.44	171.04	135.24	18.69	195.43	343.41	<b>2423.90</b>
	Media	81.76	75.29	29.19	54.25	64.39	31.54	53.61	42.76	33.81	4.67	48.86	85.85	<b>50.50</b>
	DT(±)	21.06	10.87	21.24	28.70	13.37	6.32	28.61	11.24	12.64	2.11	12.05	30.89	<b>23.96</b>
<i>Es</i> Rastrojo	Total	44.90	47.30	29.37	14.23	14.82	10.09	17.95	39.70	43.77	0.86	32.76	17.05	<b>312.79</b>
	Media	11.23	11.82	7.34	3.56	3.70	2.52	4.49	9.93	10.94	10.94	8.19	4.26	<b>7.41<sup>b</sup></b>
	DT(±)	7.67	12.12	7.67	3.87	3.98	2.98	2.61	8.77	20.71	15.44	11.62	1.22	<b>3.53</b>
	(%) <i>Pp</i>	13.7%	15.7%	25.1%	6.6%	5.8%	8.0%	8.4%	23.2%	32.4%	4.6%	16.8%	5.0%	<b>12.9%</b>
<i>Es</i> Pastos	Total	63.78	99.22	26.99	43.84	65.90	51.67	92.75	16.96	10.03	0.35	7.00	24.47	<b>502.96</b>
	Media	15.95	24.80	6.75	10.96	16.48	12.92	23.19	4.24	2.51	0.09	1.75	8.19	<b>10.65<sup>a</sup></b>
	DT(±)	8.32	16.63	8.03	12.68	10.12	16.10	15.44	4.74	4.93	0.18	1.90	1.22	<b>8.23</b>
	(%) <i>Pp</i>	19.5%	32.9%	23.1%	20.2%	25.6%	41.0%	43.3%	9.9%	7.4%	1.9%	3.6%	7.1%	<b>20.8%</b>
<i>Es</i> Cultivo Limpio	Total	28.44	70.39	31.18	22.42	14.12	23.69	105.46	19.94	15.23	4.87	9.23	14.73	<b>359.70</b>
	Media	7.11	17.60	7.80	5.60	3.53	5.92	26.36	4.98	3.81	1.22	2.31	3.68	<b>7.49<sup>a</sup></b>
	DT(±)	14.09	19.48	8.98	10.27	5.66	11.62	4.58	6.38	7.46	1.87	2.71	1.20	<b>7.27</b>
	(%) <i>Pp</i>	8.7%	23.4%	26.7%	10.3%	5.5%	18.8%	49.2%	11.7%	11.3%	26.1%	4.7%	4.3%	<b>14.8%</b>
<i>Es</i> Bosque	Total	0.00	2.54	0.01	0.25	0.15	1.12	0.10	1.70	1.83	0.37	4.00	4.67	<b>16.74</b>
	Media	0.00	0.64	0.00	0.06	0.04	0.28	0.02	0.43	0.46	0.09	1.00	1.17	<b>0.35<sup>c</sup></b>
	DT(±)	0.00	0.53	0.00	0.07	0.07	0.56	0.04	0.04	0.60	0.17	0.62	0.33	<b>0.40</b>
	(%) <i>Pp</i>	0.0%	0.8%	0.0%	0.1%	0.1%	0.9%	0.0%	1.0%	1.4%	2.0%	2.0%	1.4%	<b>0.69%</b>

DT(±)=Desviación típica. Letras distintas en cada fila, denotan diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) según contrastes prueba de medidas repetidas.

El rastrojo por su parte presentó valores cercanos a los de la *Es* del cultivo limpio, con una diferencia entre ambos flujos para todo el periodo de 46.91 mm. La evolución de las láminas de *Es* para el periodo de monitoreo se observa en la Figura 6-6.

**Figura 6-6. Evolución temporal de las láminas de: a) precipitación incidente ( $P_p$ ), junto con la escorrentía superficial ( $E_s$ ) de: b) bosque, c) pastos, d) rastrojo y e) cultivo limpio durante el periodo de monitoreo.**



Evaluando con el análisis de medidas repetidas los flujos de *Es* por cobertura, se pudo establecer que existen diferencias significativas tanto para los flujos, como para los diferentes tiempos evaluados ( $p < 0.0001$ ). Esto indica que las diferencias entre los flujos de *Es* por cobertura, no son consistentes en el tiempo, adicionalmente la falta de paralelismo en la Figura 6-6 evidencia también que los flujos varían a lo largo del tiempo, este comportamiento claramente se presenta por las dinámicas a las que está sometida cada cobertura.

Al observar el comportamiento de los flujos de *Es* en el tiempo para las diferentes coberturas, se evidencia que la *Pp* respecto a la *Es* en el pasto (Figura 6-6 c), respondió de manera similar al acumulado semanal de la *Pp* (Figura 6-6 a) en prácticamente los 9 primeros meses de monitoreo, y esta posteriormente disminuyó al reducirse la *Pp*. Por el contrario en el bosque a pesar de los diferentes niveles de *Pp* acumulados, no se generó una respuesta en la *Es* (Figura 6-6 b). En el rastrojo se presentó para los 3 primeros meses de monitoreo un mayor flujo de *Es* al incrementar la *Pp*, pero posteriormente esta respuesta fue menos notoria (Figura 6-6 d). En este caso se comprueba la capacidad de la cobertura de bosque para atenuar la *Es*, mientras que la cobertura de pastos fue la que presentó menor capacidad de regulación.

A diferencia de las coberturas antes descritas, al observar la *Es* en las diferentes etapas del cultivo limpio (Figura 6-6 e), esta muestra a lo largo del tiempo un comportamiento diferenciado. Es así que en la etapa de arado se presentó una reducción en la *Es*, a pesar que durante este tiempo se presentaron promedios semanales acumulados de *Pp* cercanos a los 90 mm. Contrariamente en la etapa de utilización del rotavator para desmenuzar el suelo, se generó un aumento en escorrentía hasta la etapa de siembra. Este comportamiento sólo se evidenció para el primer ciclo del cultivo, ya que para el segundo no se contó con los mismos niveles de precipitación semanal acumulada.

Adicionalmente entre las etapas de siembra del cultivo y aporque, se presentó una reducción de la *Es* en ambos ciclos (Figura 6-6 e). No obstante, entre las etapas de aporque y cosecha se presentan diferencias entre sí. Esto debido a que, en el primer ciclo hay una mayor disponibilidad de agua lluvia, que incrementa la *Es* en la etapa inicial del cultivo, sin embargo a medida que este se desarrolla, dicha tendencia es menos evidente. Este comportamiento se muestra en la Figura 6-6 e.

En el segundo ciclo del cultivo hubo una notoria reducción de la  $Pp$ , lo cual no se tuvo evidencia del comportamiento de la  $Es$ . En este caso la capacidad del cultivo limpio de regular la  $Es$ , varía de acuerdo con la etapa de desarrollo de éste.

Para determinar si la distancia entre los valores medios de los flujos de  $Es$  comparados por pares de coberturas (Tabla 6-2), presentan diferencias significativas, se realizaron algunos contrastes. En estos, se encontró que existen diferencias para los flujos de  $Es$  de todas las coberturas comparadas con la  $Es$  del bosque ( $p < 0.05$ ). Las más altas se encontraron entre la lámina media de  $Es$  de bosque y pastos con una diferencia promedio de 10.65 mm, seguida de la  $Es$  de bosque y el cultivo limpio con 4.90 mm, y por último entre el bosque rastrojo con 4.43 mm. También se presentaron diferencias entre los flujos de  $Es$  del cultivo limpio y el rastrojo con 6.21 mm de lámina ( $p = 0.002$ ). Menores valores a los reportados acá, fueron reportados por McDonald *et al.*, (2002) en Jamaica para este tipo de ecosistemas (0,2% de la  $Pp$ ), mientras que la agricultura en dicho estudio, ha causado un aumento de siete veces en la escorrentía superficial.

Contrario a este comportamiento se encontró que el flujo de  $Es$  de pastos y cultivo limpio no presentó diferencias entre sí ( $p = 0.6204$ ). Por último con el fin de establecer si la respuesta después de los primeros 10 mm de  $Pp$  tenía algún efecto en los flujos de  $Es$ , para el análisis se realizó el descarte de las semanas con acumulados menores a 10 mm de  $Pp$ , sin embargo no se presentaron diferencias en el resultado obtenido.

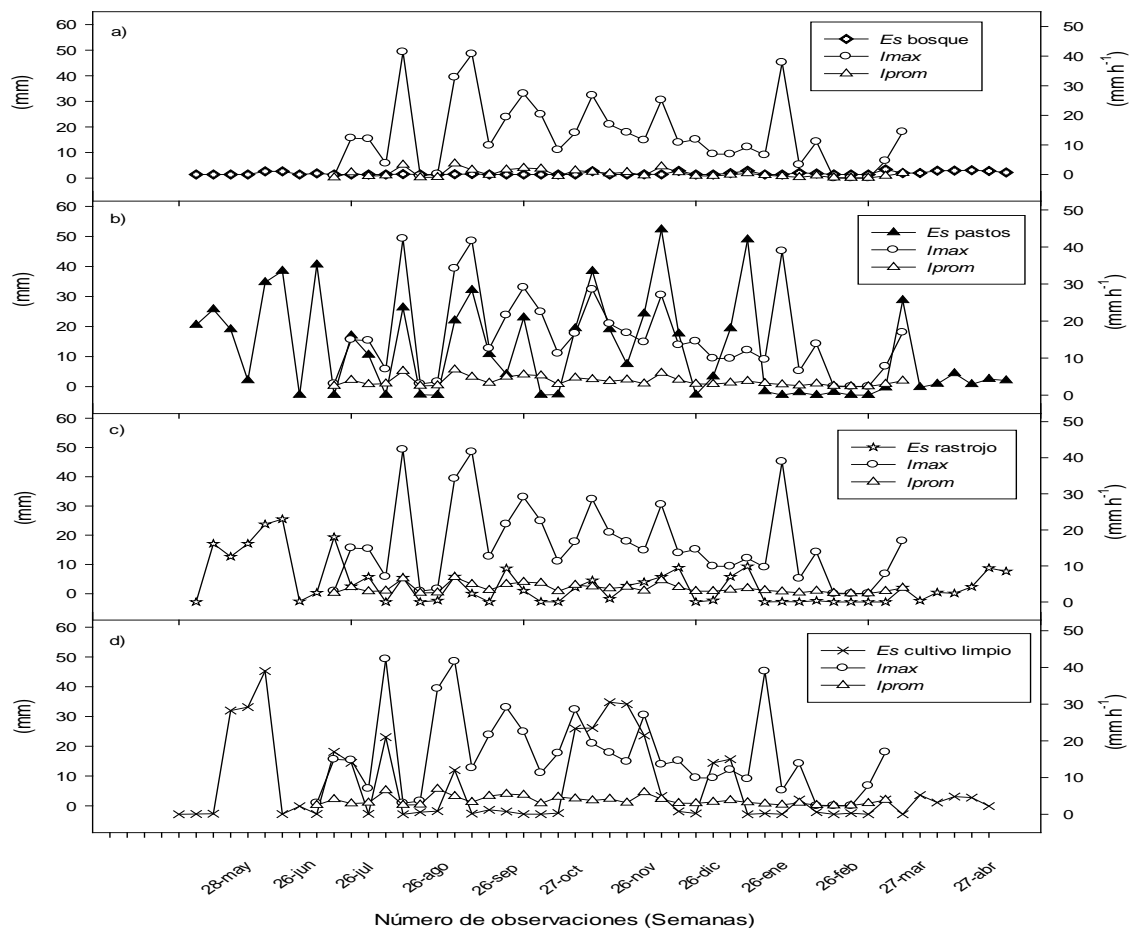
En la etapa de monitoreo en la cobertura de pastos se manifestó en la superficie del terreno el encharcamiento que persiste incluso varios días después de la ocurrencia de eventos de lluvia. Jaramillo (2004), afirma que el hecho de que se retarde la velocidad de entrada del agua al suelo, en un terreno cuya superficie tenga algún gradiente de pendiente, puede llevar a que la rata de aporte de agua sobrepase la rata de infiltración que se está alcanzando y que se genere un excedente de humedad que empezará a fluir por encima de la superficie del suelo.

Sin embargo como se demuestra más adelante algunas propiedades físicas de los suelos de cada cobertura como la densidad aparente, la conductividad hidráulica, la capacidad de retención de humedad, la macro y microporosidad que influyen tanto en la circulación, como

en la retención de agua, se han visto alterados debido a las diferentes actividades realizadas en cada cobertura.

En la Figura 6-7 se aprecia cómo responde la  $I_{max}$  y la  $I_{prom}$  de las diferentes semanas monitoreadas, siendo más evidente la respuesta al flujo de  $Es$  en pastos (Figura 6-7 b) y menor proporción en la  $Es$  del cultivo limpio (Figura 6-7 d) y el rastrojo (Figura 6-7 c), mientras que la  $Es$  del bosque no se presentó ninguna respuesta a diferentes intensidades de agua lluvia (Figura 6-7 a) .

**Figura 6-7. Presentaciones de la intensidad promedio y máxima de la lluvia ( $I_{prom}$  e  $I_{max}$ ) junto con la escorrentía superficial ( $Es$ ) de: a) bosque, b) pastos, c) rastrojo y d) cultivo limpio, durante el periodo de estudio.**

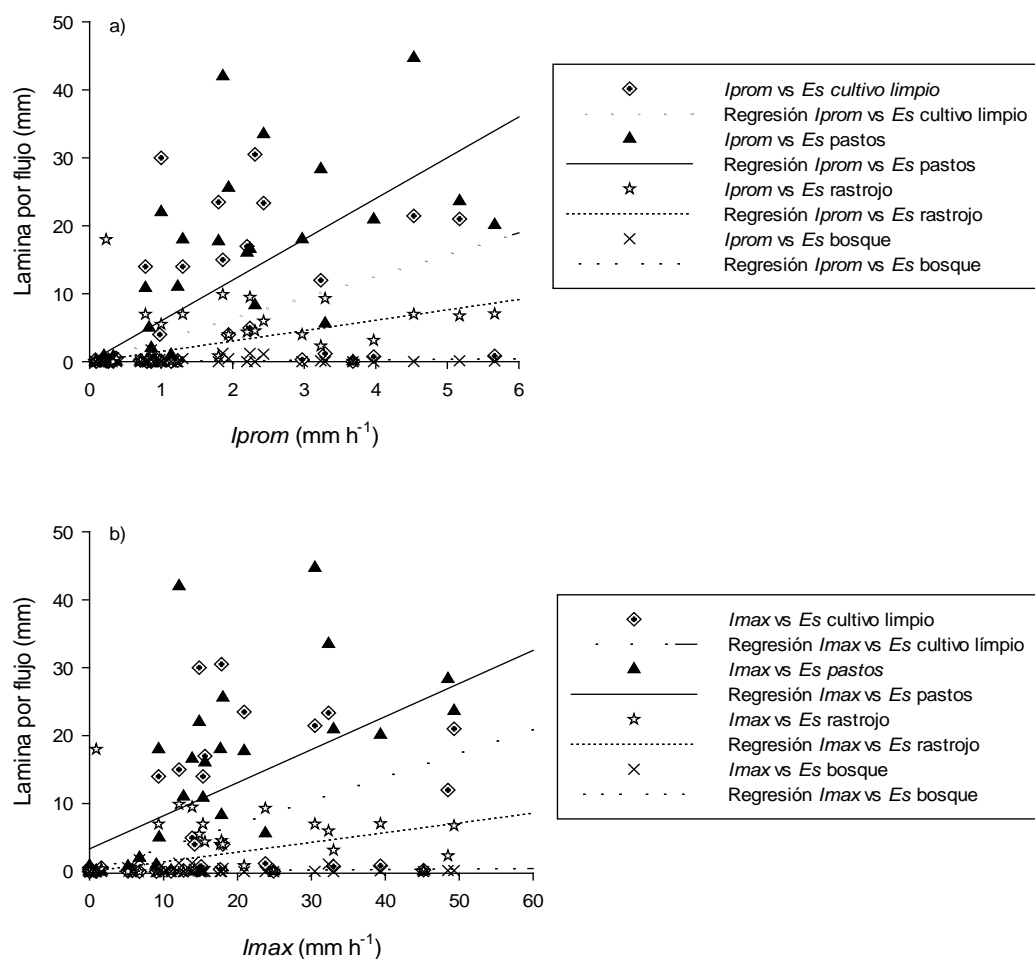


Evaluando la posible relación que podría existir entre la  $I_{max}$  e  $I_{prom}$  en los eventos de  $Es$  por cobertura, se trató de establecer la relación entre estas variables efectuando la

comparación entre las rectas de regresión de los flujos de *Es* por cobertura y las intensidades.

Los datos de intensidad de las lluvias de 34 de las 48 semanas permitieron establecer la respuesta del flujo de *Es* vs. *I<sub>prom</sub>* e *I<sub>max</sub>* respectivamente (Figura 6-8 a y b). Esta respuesta fue más evidente en la cobertura de pastos comparada con las demás coberturas, lo que indica la baja capacidad de regulación del pasto.

**Figura 6-8. Comparación entre las líneas de regresión para los flujos de la escorrentía superficial (*Es*) por cobertura vs a) la intensidad promedio (*I<sub>prom</sub>*) y b) la intensidad máxima de la lluvia semanal e (*I<sub>max</sub>*).**



Los valores de ajuste presentaron el siguiente orden: *Es* rastrojo ( $R^2 = 18.03$  y  $35.39\%$ ) *Es* pastos ( $R^2 = 9.11$  y  $10.63\%$ ), *Es* cultivo limpio ( $R^2 = 1.69$  y  $8.52\%$ ), y *Es* bosque ( $R^2 = 0.06$  y  $5.51\%$ ).

Según la Figura 6-8 a y b se corrobora que tanto los flujos de *Es* de bosque y rastrojo, son los que más baja respuesta presentan a diferentes intensidades de la lluvia, mientras que los pastos y el cultivo limpio presentaron los mayores valores de lámina de *Es* a medida que se aumenta tanto la *I<sub>max</sub>* como la *I<sub>prom</sub>*. Esto se explica cómo se demostrara más adelante por la alteración en las propiedades físicas del suelo tan marcadas para las coberturas vegetales evaluadas.

Se presentó una alta variabilidad dentro de los flujos de *Es* para bosque (C.V =  $148.73\%$ ), cultivo limpio (C.V =  $144.43\%$ ), rastrojo (C.V =  $121.33\%$ ) y pastos (C.V =  $106.46\%$ ). Sin embargo a pesar de esta variabilidad, se pudo establecer que los valores máximos de flujo de *Es* por semana presentaron el siguiente patrón (pastos > cultivo limpio > rastrojo > bosque) con  $44.7$ ,  $39.0$ ,  $23.0$  y  $1.74$  mm de lámina respectivamente. Esto debido al grado de desprotección que presentan las coberturas de cultivos limpios y pastos, y al efecto protector que presenta el dosel del bosque, además de la alteración que han sufrido los suelos bajo las diferentes actividades desarrolladas en ellos.

Valores bajos de *Es* en ecosistemas forestales se han reportado en múltiples estudios, en los que se señala la importancia del mantillo acumulado sobre la superficie del suelo para disminuir el impacto de las gotas de lluvia y controlar los movimientos laterales en superficie del agua. En bosques de roble (*Quercus humboldtii* Bonpl.), del centro de Antioquia, Ruiz *et al.* (2005) determinaron una participación de la *Es* equivalente a  $1.1\%$  de la *Pp*. Por otra parte, valores superiores han sido reportados para Malasia ( $2.9\%$ :Malmer 1996).

La alta *Es* encontrada en el cultivo limpio se derivan de las prácticas de labranza y remoción continuada del suelo, que impiden que se presente una cobertura protectora efectiva contra el impacto directo de las gotas de lluvia, que controle el flujo en superficie, especialmente en las épocas en que el cultivo apenas se ha establecido y su desarrollo vegetativo es escaso, adicionalmente la utilización del rotavator para desmenuzar el suelo, favorece la disminución del tamaño de partícula y aumenta la densidad aparente y

disminuye la macroporosidad por lo aumenta la *Es* en el cultivo limpio como se demostrara más adelante.

En este caso, comparando los resultados de este estudio con los reportados por Estrada, Girón y Pernet (2003) se evidencio que se mantuvo el mismo patrón de flujo de *Es* (Pastos>Cultivo Limpio>Rastrojo>Bosque). Sin embargo para ese estudio, se presenta una menor proporción de *Es* con relación a la proporción de *Pp*, con un 33% para pastos, seguido del cultivo limpio con el 21% de la *Pp* y con una mayor diferencia se encuentran el Bosque con 7% y el Rastrojo con 12-33%.

En estudios realizados por Muñoz-Villers y McDonnell (2013), en regiones húmedas montañas tropicales, evaluando el efecto que tiene el cambio del uso del suelo sobre la *Es*, encontraron que tanto las respuestas de eventos escorrentía de las tormentas como los regímenes de caudales anuales y estacionales eran muy similares en las zonas de captación de las cuencas con cobertura de bosque maduro y secundario.

Por el contrario, las cuencas con cobertura en pastos mostraron un 10% más de caudal medio anual (un 10.8 % menos que la *Es* de este estudio), lo que refleja muy probablemente una menor intercepción de la precipitación. Sin embargo, al final de la estación seca, el caudal base fue menor en el pasto, posiblemente debido a una menor capacidad de infiltración del suelo y la recarga de este modo una reducción de los depósitos de agua del subsuelo, lo que refleja la baja capacidad de regulación que presenta los pastos comparados con la cobertura boscosa.



### 6.1.4 Flujos de Infiltración en el Horizonte Orgánico (*Ho*) para tres tipos de cobertura

Evaluyendo la capacidad de infiltración del horizonte orgánico para pastos bosques y rastrojos, como indicador de la capacidad de regulación hidrológica, la Tabla 6-3 muestra los resultados obtenidos para el flujo por cobertura.

En este caso los valores más altos para el flujo del *Ho*, los presentó la cobertura de pastos seguido del rastrojo y por último el bosque con 34 y 14.4% del flujo ocurrido en los pastos. A pesar de esto el modelo simétrico compuesto de medidas repetidas por cobertura, no reflejó diferencias significativas comparando el flujo del *Ho* entre coberturas ( $p=0.1387$ ). En este caso existe un ingreso de agua extra al de la *Pp* y como se explicara más adelante, este se produce por efecto de la alteración que han sufrido algunas de las propiedades físicas de los suelos de las cobertura de pasto y rastrojo las cuales han favorecido el ingreso vía flujos preferenciales y laterales.

**Tabla 6-3. Valores totales mensuales y promedios semanales para las láminas de infiltración horizonte orgánico (*Ho*) por cobertura.**

Cobertura	Lamina (mm)	Mes												Total año
		1 May	2 Jun	3 Jul	4 Ago	5 Sep	6 Oct	7 Nov	8 Dic	9 Ene	10 Feb	11 Mar	12 Abr	
	<b>Total</b>	430.28	728.99	101.86	613.78	1011.47	521.95	943.82	587.65	278.71	4.36	563.22	790.14	<b>6576.22</b>
<i>Ho</i>	<b>Media</b>	107.57	182.25	25.46	153.45	252.87	130.49	235.95	146.91	69.68	1.09	140.80	197.53	<b>137.00<sup>a</sup></b>
Pastos	<b>DT(±)</b>	71.23	125.49	26.74	133.31	37.64	152.64	39.75	102.23	93.83	2.05	89.67	53.64	<b>77.26</b>
	<b>Total</b>	167.74	94.74	32.33	84.36	95.06	56.11	65.84	72.20	45.07	3.50	95.12	135.47	<b>947.55</b>
<i>Ho</i>	<b>Media</b>	41.93	23.69	8.08	21.09	23.77	14.03	16.46	18.05	11.27	0.87	23.78	33.87	<b>19.74<sup>a</sup></b>
Bosque	<b>DT(±)</b>	8.12	24.93	13.63	22.03	17.58	17.97	10.02	17.35	18.89	1.63	21.52	15.20	<b>18.30</b>
	<b>Total</b>	399.64	251.15	105.61	91.58	277.88	169.89	193.24	203.31	46.85	0.08	123.51	378.24	<b>2240.98</b>
<i>Ho</i>	<b>Media</b>	99.91	62.79	26.40	22.89	69.47	42.47	48.31	50.83	11.71	0.02	30.88	94.56	<b>57.69<sup>a</sup></b>
Rastrojo	<b>DT(±)</b>	66.51	78.86	42.98	27.49	67.04	74.42	31.71	88.43	22.38	0.04	51.60	52.72	<b>31.00</b>

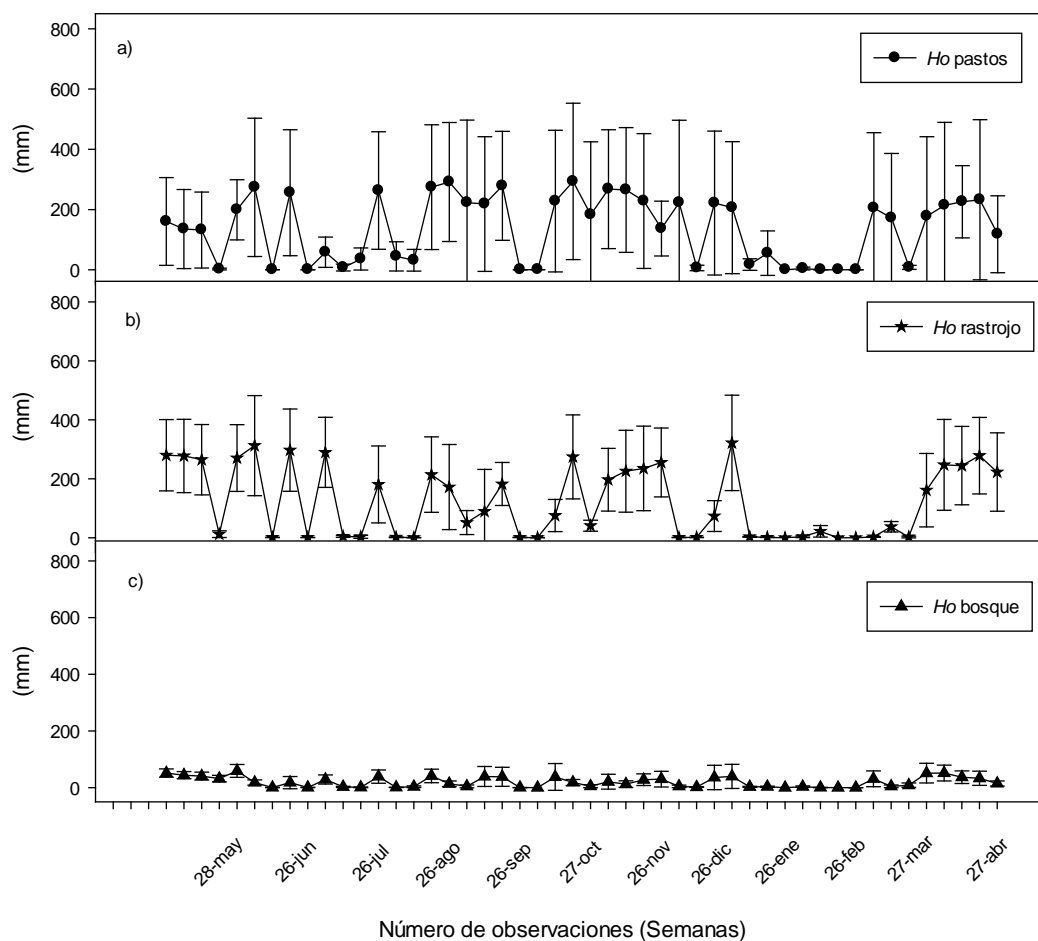
Letras distintas en cada fila por cobertura denotan diferencias significativas según contrastes prueba de medidas repetidas. ( $p<0,05$ ). *Ho* en mm DT(±)=Desviación típica.

Sin embargo el análisis de medidas repetidas, si detectó diferencias entre los flujos del *Ho* y los diferentes tiempos de mediciones, lo que indica que el flujo de *Ho* no siguen una tendencia clara a lo largo del tiempo ( $p < 0.0001$ ), este resultado se presenta en vista de la dinámica que presenta cada cobertura en el tiempo además se encontró existe interacción entre los tiempos de monitoreo evidenciado en el poco paralelismo que hay entre las

láminas de *Ho* según la Figura 6-9. Lo que refleja que no existe en los flujos del *Ho* de las coberturas evaluadas, uno que predomine sobre el otro.

Al igual que para los otros flujos, se realizaron contrastes con el fin de comparar por pares las diferencias entre las láminas medias de los flujos del *Ho*, pero en este caso no se encontraron diferencias significativas al realizar dichos contrastes ( $p=0.0533$  para pastos vs. bosque,  $p=0.3418$  para pastos vs. rastrojo y  $p=0.2535$  para rastrojo vs. bosque).

**Figura 6-9. Evolución de la lámina de infiltración para el primer horizonte orgánico (*Ho*) de: a) pastos, b) rastrojo y c) bosque para el periodo de monitoreo.**

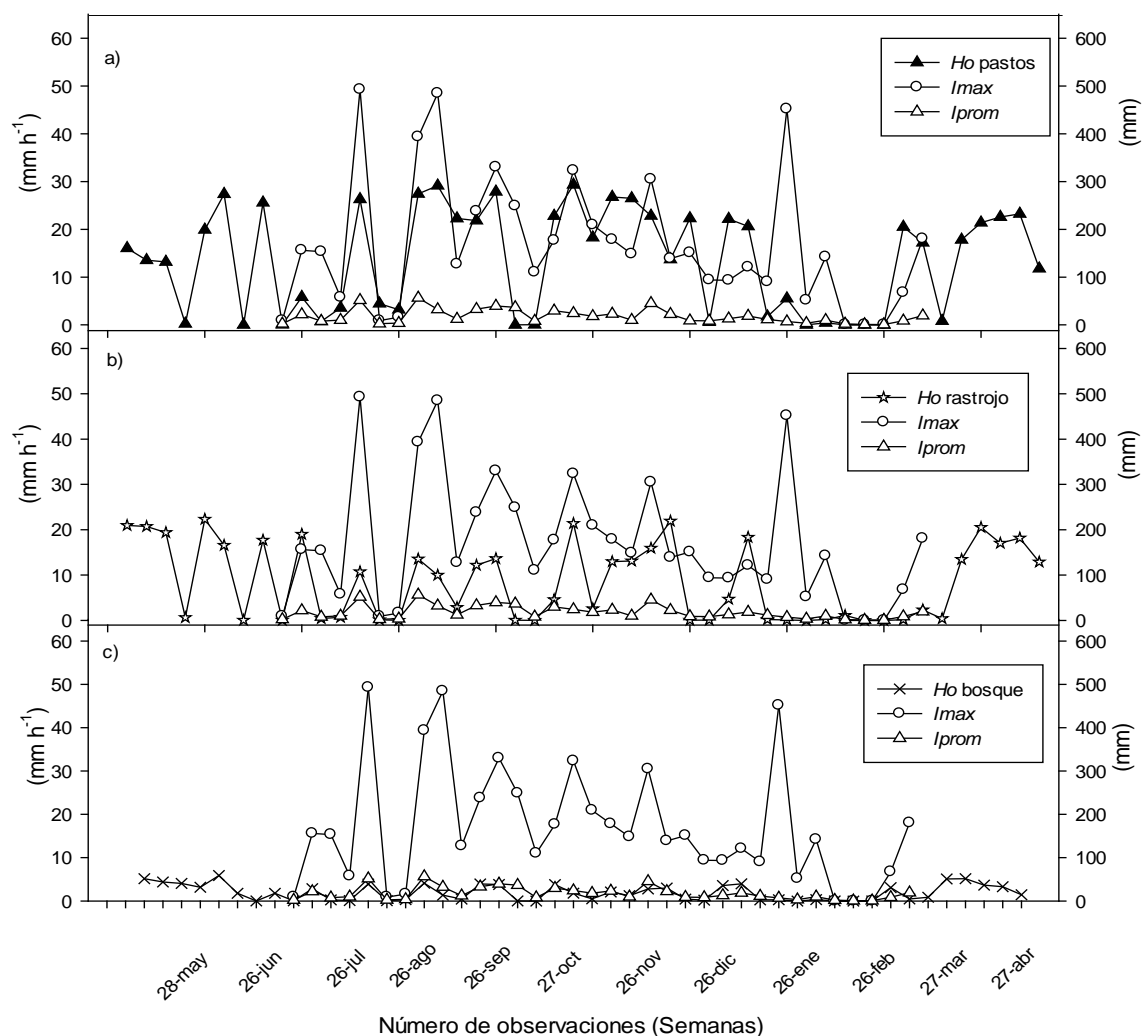


En la Figura 6-9 se muestra el comportamiento de las láminas en mm correspondientes al nivel *Ho*. En ella se aprecia que a pesar de que no se presentan diferencias estadísticas, los valores de lámina para el *Ho*, fueron notoriamente superiores en la cobertura de pastos

(Figura 6-9 a), presentando además alta variabilidad con casi 6 veces el total encontrado para el *Ho* de bosque (Tabla 6-3).

Cuando se realiza el seguimiento de los registros de *I<sub>max</sub>* e *I<sub>prom</sub>* y se relacionan con los flujos del *Ho* de la cobertura (Figura 6-10 a y b), se evidencia que el rastrojo seguido de los pastos responden positivamente tanto a la *I<sub>max</sub>* como a la *I<sub>prom</sub>*.

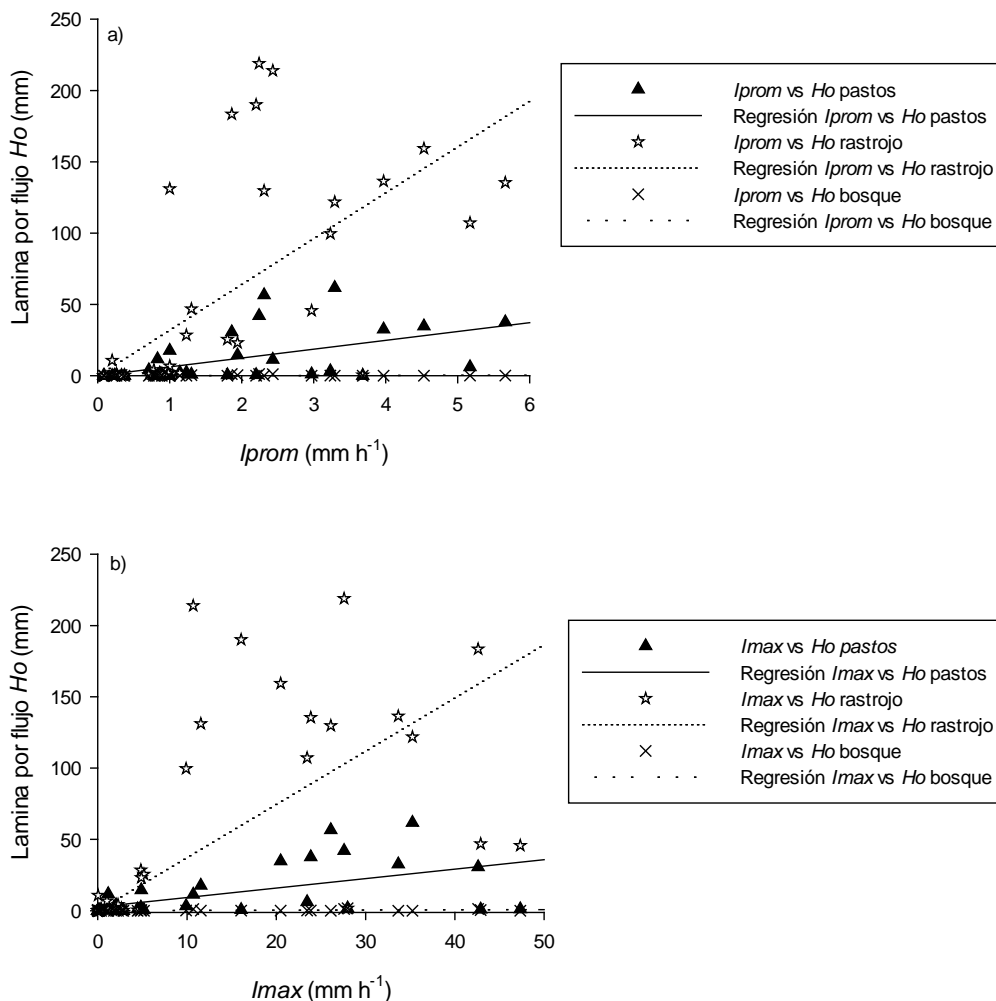
**Figura 6-10. Comparación entre las líneas de regresión para los flujos de infiltración del horizonte orgánico (*Ho*) por cobertura vs a) la intensidad promedio (*I<sub>prom</sub>*) y b) la intensidad máxima de la lluvia semanal e (*I<sub>max</sub>*).**



Evaluando comparativamente la relación entre los flujos del *Ho* por cobertura y la *I<sub>max</sub>* y la *I<sub>prom</sub>* obtenida mediante diferentes modelos de regresión (Figura 6-11 a y b), se encontró que existen diferencias significativas tanto en las pendientes como en los interceptos de las

líneas de ajuste tanto para  $I_{max}$  como para  $I_{prom}$  vs. Los flujos del  $H_o$  para cada cobertura ( $p < 0.0001$ ).

**Figura 6-11. Comparación entre las líneas de regresión para los flujos de infiltración del horizonte orgánico ( $H_o$ ) por cobertura vs: a) la intensidad promedio de la lluvia ( $I_{prom}$ ) y b) la intensidad máxima de la lluvia semanal e ( $I_{max}$ ).**



En la Figura 6-11 a y b, se aprecia cómo respondió el flujo del  $H_o$  tanto a la  $I_{max}$  como a la  $I_{prom}$  de los suelos de la cobertura de rastrojo, esto debido a que presenta unas propiedades menos alteradas que la cobertura de pastos, y en el bosque el efecto que presenta el dosel atenuando la  $P_p$  sobre el suelo del bosque lo que reduce la velocidad de ingreso de agua al ecosistema y deriva en una mínima respuesta a las diferentes intensidades de la lluvia.

En este caso al igual que para la *Es*, se presentó una alta variabilidad para todo el periodo de monitoreo para el flujo del *Ho* de rastrojo (C.V = 123.56%), bosque (C.V = 92.71%) y pastos (C.V = 78.96.43%). Sin embargo a pesar de que la menor variabilidad se presenta en la cobertura de pastos, fue esta cobertura la que presento los valores de flujo para el *Ho* máximos con 293.91 mm, seguida del rastrojo con 182.70 mm y por último el bosque con 58.94 mm. Esta variabilidad se presenta debido a las actividades que han realizado en cada cobertura, las cuales han modificado las propiedades físicas de los suelos evaluados, como se demostrara más adelante.

Evaluando la variabilidad del flujo del *Ho* por unidad experimental y por evento semanal monitoreado, se encontró que la máxima la obtuvo el pasto (C.V.=200 %) seguida de la cobertura de rastrojo (C.V.=197.7 %) y por último se encontró el bosque (C.V.=125.2%), lo que evidencia las diferencias que se presentan para los flujos del *Ho* entre las unidades experimentales en los mismos tiempos de monitoreo, esto también como lo afirma Morell (1996), genera algunos factores de incertidumbre y probablemente las mayores se encuentran en la instalación de lisímetros, que alteran la estructura del suelo.

No obstante en Andisoles de la cuenca de la quebrada Piedras Blancas en el municipio de Guarne (Antioquia), Jaramillo (1992) y Vanegas (2003) han reportado una significativa variabilidad de los flujos de escorrentía e infiltración. Estos han reportado la presencia de repelencia al agua en el horizonte superficial, bajo diferentes coberturas vegetales. La importancia de la repelencia al agua o hidrofobicidad, es que esta puede ser causada por el aumento de la densidad aparente del suelo la cual se relaciona con los flujos preferenciales. Como lo afirma Cuevas (2006), esta propiedad cambia las características hidráulicas de los suelos, provocando la aparición de flujos preferenciales, lo cual genera patrones de humectación desuniformes en el suelo (Dekker *et al.*, 2001).

Los materiales repelentes al agua suelos descritos por Jaramillo (1992), se caracterizan por tener un aspecto polvoriento, suelto, con estructura migajosa fina a muy fina; también se presentan zonas secas con respecto al horizonte de suelo inmediatamente debajo de él, con alto contenido de materia orgánica que posee diferentes grados de descomposición y se ubica inmediatamente debajo de la capa de materia orgánica acumulada sobre el suelo.

Esta descripción comparte algunas de las características encontradas en este estudio para la cobertura de pastos.

Esta repelencia se puede estar presentando como consecuencia de la generación de flujos preferenciales, debida a la compactación del suelo. Algunos estudios realizados por Heijs *et al.*, (1996), mencionan que las diferencias en densidad aparente, pueden formar un flujo digitado ubicándose los dedos en las partes más densas y esto está directamente relacionado con los suelos repelentes al agua. De allí se deriva la conformación de diferentes frentes de humedecimiento y flujos preferenciales de agua hacia los lisímetros instalados en este nivel de monitoreo y por ende se genere una lámina mucho mayor del flujo del *Ho* que la lámina de la *Pp*.

Adicionalmente los cambios en el uso del suelo también disminuye la proporción de poros estructurales y la conductividad de los poros pero, por otro lado, aumentan la capacidad de almacenamiento de agua y la estabilidad mecánica (Dorner *et al.*, 2009). Los rangos de densidad aparente y porosidad total evaluados para los suelos caracterizados de estas coberturas, permiten inferir acerca de la alta capacidad de contracción que presentan estos suelos como se discutirá más adelante. Esta alta capacidad puede traer consecuencias en el comportamiento hidráulico dependiendo de la intensidad del secado a través de la formación de grietas y vías de flujo de preferencial (Dorner *et al.*, 2009).

### 6.1.5 Flujos de infiltración subsuperficial (*I<sub>s</sub>*) para las cuatro coberturas

Estableciendo la capacidad de infiltración superficial de las coberturas evaluadas se detectó que las láminas de *I<sub>s</sub>* presentaron una dominancia para la cobertura de rastrojo con 3606.87 mm, seguida por el cultivo limpio con 1670.94 mm y los menores valores de lámina los presentó el bosque con 103.81 mm (Tabla 6-4). El flujo del *H<sub>o</sub>* tanto del cultivo limpio como de pastos y rastrojo, presentaron ingresos extras en las láminas de *I<sub>s</sub>* respecto de la lámina obtenida para la *P<sub>p</sub>*, vía flujos preferenciales y laterales, los cuales se han generado por la alteración de algunas propiedades físicas del suelos que como se explicará más adelante, juegan un papel determinante tanto en la escorrentía como en la infiltración.

**Tabla 6-4. Valores totales mensuales y promedio para las láminas de infiltración *I<sub>s</sub>* en mm por cobertura.**

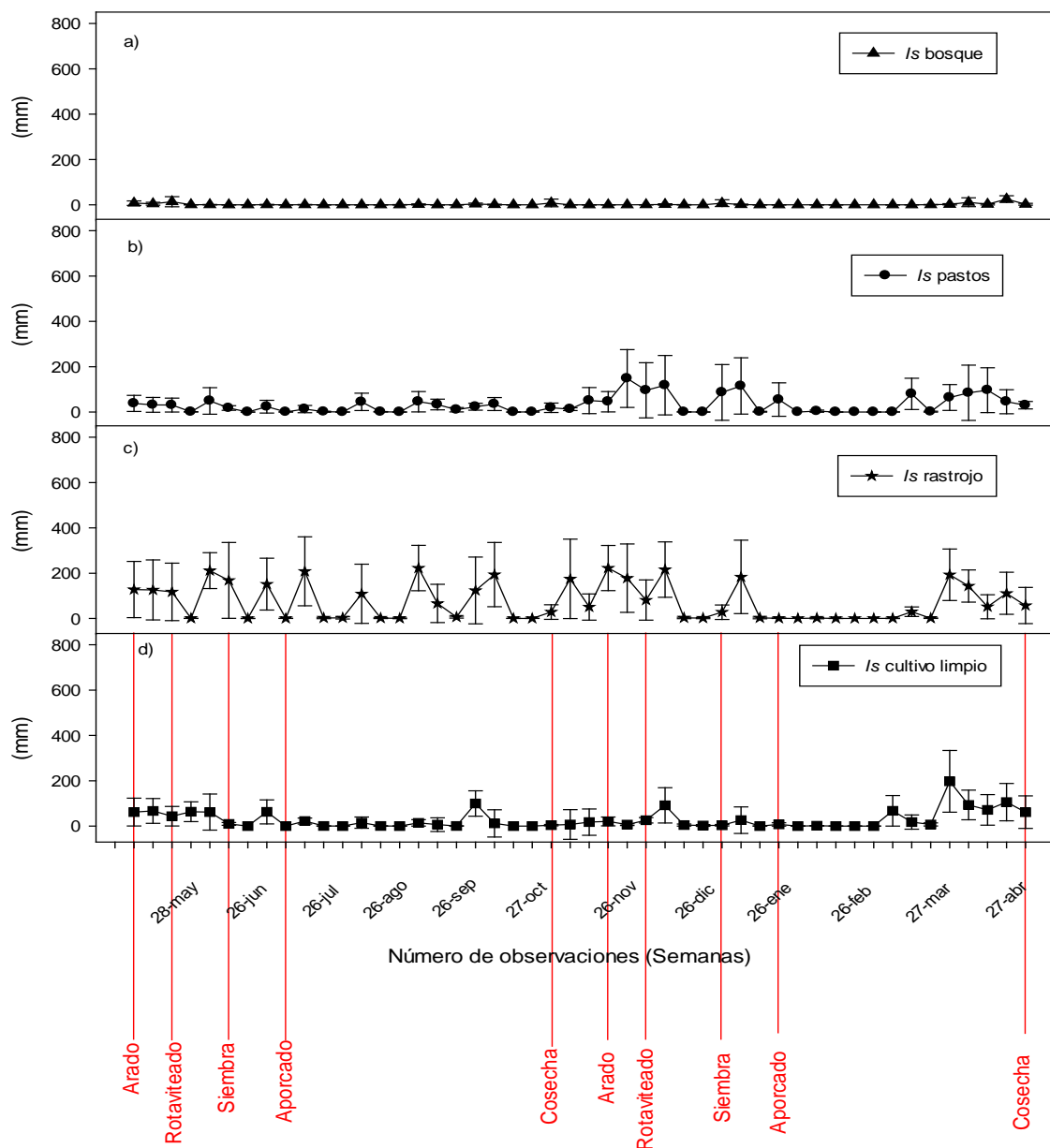
Cobertura	Lamina (mm)	Mes												Total año
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
		May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	
<i>I<sub>s</sub></i> Pastos	Total	102.01	90.94	15.52	92.07	102.54	32.31	340.47	206.14	171.67	4.30	146.86	257.40	1562.22
	Media	25.50	22.74	3.88	23.02	25.63	8.08	85.12	51.53	42.92	1.07	36.71	64.35	32.55 <sup>a</sup>
	DT(±)	16.59	20.33	6.34	25.82	11.52	9.33	47.61	60.45	54.56	2.05	41.65	31.48	25.15
<i>I<sub>s</sub></i> Bosque	Total	26.85	1.58	0.97	2.45	5.10	8.75	0.86	9.63	1.41	0.19	3.76	42.26	103.81
	Media	6.71	0.40	0.24	0.61	1.28	2.19	0.22	2.41	0.35	0.05	0.94	10.57	2.168 <sup>ab</sup>
	DT(±)	5.58	0.34	0.23	0.80	1.61	4.17	0.20	3.48	0.60	0.07	1.07	10.78	3.22
<i>I<sub>s</sub></i> Rastrojo	Total	372.22	531.91	214.06	334.25	390.53	204.19	533.21	248.24	187.24	1.77	224.76	364.49	3606.87
	Media	93.05	132.98	53.52	105.95	97.63	51.05	133.30	62.06	46.81	0.44	56.19	91.12	77.01 <sup>c</sup>
	DT(±)	61.90	91.93	103.34	105.95	80.23	83.70	80.75	103.49	91.32	0.87	92.42	44.11	38.94
<i>I<sub>s</sub></i> Cultivo limpio	Total	2.50	11.31	1.67	52.55	252.67	20.06	215.62	127.18	49.00	0.59	279.48	658.31	1670.94
	Media	0.63	2.83	0.42	13.14	63.17	5.02	53.91	31.79	12.25	0.15	69.87	164.58	34.81 <sup>b</sup>
	DT(±)	0.24	1.90	0.50	21.27	64.11	7.16	23.17	48.20	17.44	0.21	110.68	61.71	48.33

Letras distintas en cada fila por cobertura denotan diferencias significativas según contrastes prueba de medidas repetidas. ( $p < 0.05$ ). *I<sub>s</sub>* en mm DT(±)=Desviación típica.

Luego de comparar los flujos de *I<sub>s</sub>* con el modelo simétrico compuesto de medidas repetidas por cobertura se pudo establecer que existen diferencias tanto en los flujos ( $p=0.0188$ ), como en los tiempos de monitoreo ( $p < 0.0001$ ). Esto revela que las diferencias para los flujos de *I<sub>s</sub>* si se comparan entre coberturas no son constantes en el tiempo y que la evidente falta de paralelismo en la lámina, demostraría el comportamiento variable de este flujo lo largo del tiempo.

Gráficamente se presenta en la Figura 6-12 la evolución de las láminas de  $I_s$ , donde se evidencia la como la cobertura de rastrojo, registro la mayor cantidad de lámina percolada (Figura 6-12 c), seguida por el cultivo limpio (Figura 6-12 d), y los menores valores de lámina de  $I_s$  los presentó el Bosque (Figura 6-12 a).

**Figura 6-12. Evolución de la lámina de infiltración superficial ( $I_s$ ) de: a) bosque, b) pastos, c) rastrojo y d) cultivo limpio para el periodo de monitoreo.**





La  $I_s$  en el cultivo limpio (Figura 6-12 d), muestra que en el primer ciclo a pesar de que se presentaron los mayores de  $P_p$ , no se presentó un flujo considerable de  $I_s$  comparándolo con los pastos y el rastrojo, sin embargo al final del segundo ciclo del cultivo se notó un leve incremento en la  $I_s$ , entre el aporcado y la cosecha del segundo ciclo, periodo en el que también se presentaron al final niveles altos de  $P_p$ .

Aunque, como ya se discutió, en la cobertura de pastos se encontraron flujos de  $E_s$  altos ( $E_s=20.7\%$  de la  $P_p$  Tabla 6-2), con lo que podría esperarse poca infiltración ( $H_o$ ,  $I_s$ ), no ocurrió en este caso. Al parecer, el encharcamiento en superficie (derivado del pisoteo y alteración de las propiedades físicas del suelo) en esta cobertura propicia, por una parte, la aparición de  $E_s$ , dada la condición de saturación edáfica superficial, y de otra parte se genera una fuente de agua de recarga subsuperficial la cual se obtiene como se explicara adelante vía flujos preferenciales y laterales.

Evalutando comparativamente por medio de contrastes el comportamiento de la  $I_s$  por cobertura, se establecieron diferencias significativas entre pasto y el cultivo limpio, el pasto y el rastrojo, y el rastrojo y el bosque ( $p < 0.05$ ). Mientras que entre bosque y el cultivo limpio, y entre bosque y pastos no se presentan diferencias estadísticas (Tabla 6-4).

Al igual que para el flujo de  $E_s$  y el flujo del  $H_o$ , el flujo de  $I_s$ , también presentó una alta variabilidad en la respuesta siendo los suelos con la cobertura de bosque (C.V = 213.65%) cultivo limpio rastrojo (C.V = 139.45%), pastos (C.V = 116.48%) y rastrojo (C.V = 108.85%). Sin embargo a pesar de la menor variabilidad presentada en la cobertura de rastrojo, esta cobertura fue la que presentó el máximo valor de flujo de  $I_s$  con 222.97 mm, seguida del cultivo limpio con 197.70 mm, el pasto con 147.97 mm y por último el bosque con 58.94 mm.

Al evaluar también la variabilidad del flujo del  $I_s$  por unidad experimental y por evento de monitoreo, se encontró que la máxima se encontró en el cultivo limpio (C.V.=326.7%) el bosque (C.V.=200 %) y rastrojo (C.V.=199.4 %) y por último se encontró el pasto (C.V.=176.6%), lo que evidencia las diferencias que se presentan para los flujos de  $I_s$  entre las unidades experimentales, como resultado de la generación de flujos preferenciales.

En el caso de la cobertura de cultivo limpio, cabe resaltar tanto la variabilidad entre los tiempos de monitoreo como por evento evaluado encontrada para este flujo (Figura 6-12), ya que durante la mayor parte del período de observación se registraron bajos valores, con excepción de los periodos de establecimiento con el arado y cosecha con extracción manual. En estos periodos, si se presentaron incrementos en la lámina de  $I_s$ . Sin embargo la baja cantidad de lámina presente, se produce como resultado del consumo intenso de agua parte del cultivo, el cual logra retener la lámina potencial de infiltración para su desarrollo, conforme se evidenció asimismo en las aguas de drenaje profundo.

Los bajos valores de  $I_s$  en el bosque resultan probablemente del consumo vegetal y de la retención de agua en el mantillo, esto debido a que el nivel ( $I_s$ ) proporciona el agua que requieren los árboles para su desarrollo. Adicionalmente, aunque de menor influencia, la alta retención de la lluvia por la intercepción de las copas, reduce la lámina de infiltración potencial representada como  $P_i$ . En bosques maduros lluviosos tropicales típicamente un 80-95% de la precipitación incidente se infiltra en el suelo, de los cuales aprox. 1000 mm por año es transpirada por los árboles de nuevo cuando la humedad del suelo no es limitante, mientras que el resto se utiliza para mantener el caudal base de los ríos (Bruijnzeel, 2004).

### 6.1.6 Flujo de Drenaje profundo (*Dp*) para las cuatro coberturas

Al igual que para el flujo de infiltración superficial (*Is*), y con el fin de establecer la capacidad de regulación hidrológica en el flujo de drenaje profundo, en los resultados obtenidos se encontró que los mayores valores de lámina de *Dp* se registraron durante el periodo de medición en la cobertura de rastrojo (Tabla 6-5), situación claramente determinada por los menores valores de lámina de *Es* (Tabla 6-2) y los mayores valores correspondientes a los flujos superiores de infiltración *Ho* e *Is* encontrados para esta cobertura (Tabla 6-3 y Tabla 6-4).

Al comparar las láminas de *Dp* aplicando el procedimiento de comparación de medidas repetidas con el modelo simétrico compuesto, se estableció que se presentan diferencias significativas ( $p < 0.05$ ). Realizando los contrastes entre los flujos de *Dp* por cobertura, se detectaron por pares las diferencias entre pasto y cultivo limpio; bosque y rastrojo; y pasto y rastrojo. Contrario a esto entre las coberturas de bosque y de cultivo limpio y entre el bosque y el pasto, no se presentan dichas diferencias.

**Tabla 6-5. Valores totales mensuales y promedio para las láminas de infiltración de drenaje profundo (*Dp*) en mm por cobertura.**

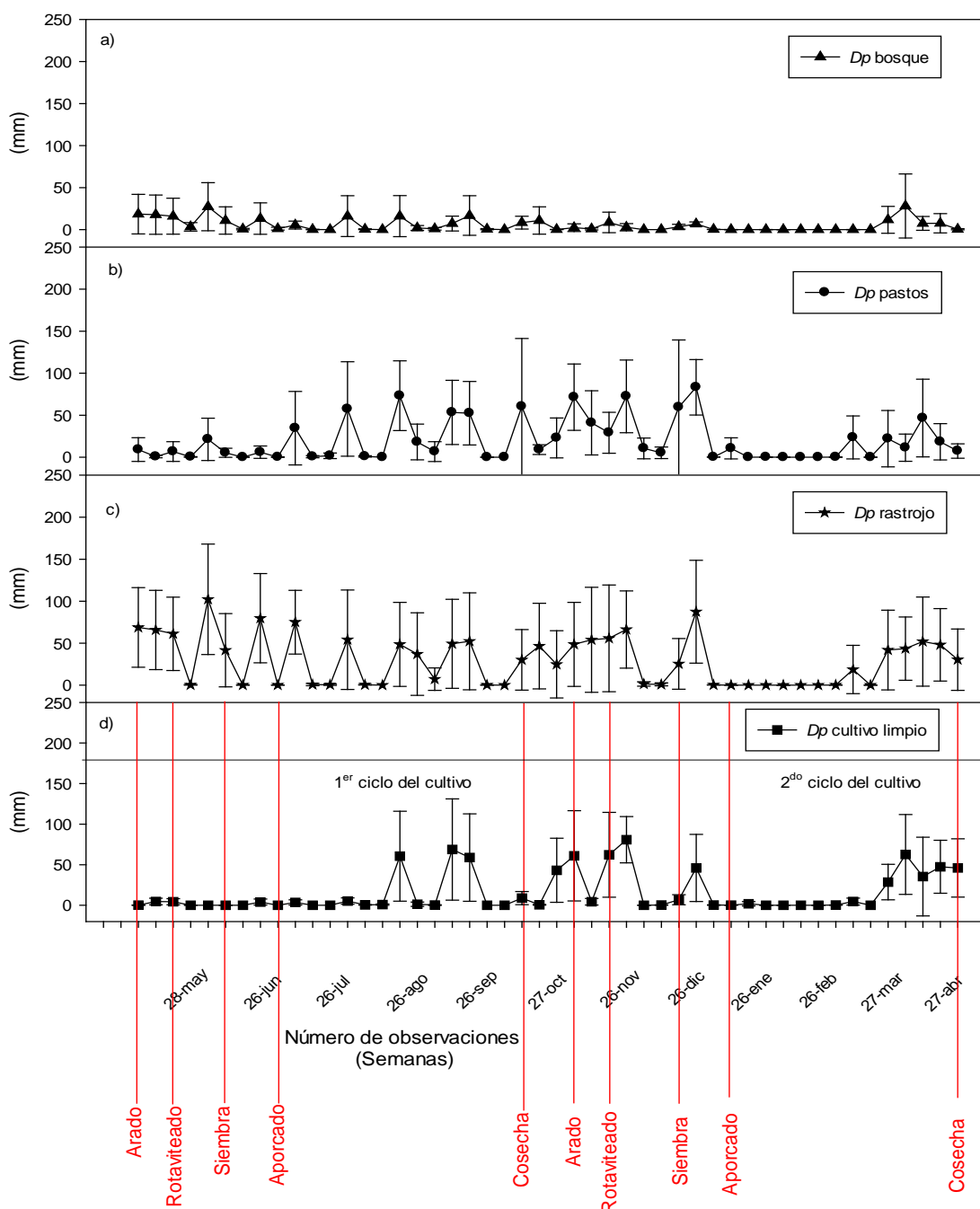
Cobertura	Lamina	Mes												Total año
		1 May	2 Jun	3 Jul	4 Ago	5 Sep	6 Oct	7 Nov	8 Dic	9 Ene	10 Feb	11 Mar	12 Abr	
<i>Dp</i> Pastos	Total	1.25	47.04	5.76	121.34	188.07	94.33	197.97	204.73	122.27	0.17	65.00	132.16	655.75
	Media	0.31	11.76	1.44	30.33	47.02	23.58	49.49	51.18	30.57	0.04	16.25	33.04	23.42 <sup>a</sup>
	DT	0.29	20.48	1.73	34.51	34.04	44.06	15.86	50.58	52.92	0.06	18.84	33.86	20.16
<i>Dp</i> Bosque	Total	55.69	52.03	6.75	32.68	27.08	19.77	11.92	6.36	7.13	0.10	11.78	43.64	205.92
	Media	13.92	13.01	1.69	8.17	6.77	4.94	2.98	1.59	1.78	0.03	2.94	10.91	7.358 <sup>ab</sup>
	DT	7.13	10.98	2.55	9.15	7.23	5.50	3.84	1.85	3.34	0.04	5.86	11.98	4.71
<i>Dp</i> Rastrojo	Total	372.22	531.91	214.06	334.25	390.53	204.19	533.21	248.24	187.24	1.77	224.76	364.49	2580.36
	Media	93.05	132.98	53.52	83.56	97.63	51.05	133.30	62.06	46.81	0.44	56.19	91.12	92.16 <sup>c</sup>
	DT	61.90	91.93	103.34	105.95	80.23	83.70	80.75	103.49	91.32	0.87	92.42	44.11	33.28
<i>Dp</i> Cultivo limpio	Total	9.33	4.09	3.50	67.01	129.23	9.46	170.78	88.06	48.51	0.10	33.49	191.55	393.40
	Media	2.33	1.02	0.87	16.75	32.31	2.36	42.70	22.01	12.13	0.02	8.37	47.89	14.05 <sup>b</sup>
	DT	2.54	2.01	1.75	29.25	36.60	4.31	26.98	39.31	22.64	0.03	0.00	11.22	17.22

Letras distintas en cada fila por cobertura denotan diferencias significativas según contrastes prueba de medidas repetidas. ( $p < 0.05$ ). *Dp* en mm DT(±)=Desviación típica.

En la Figura 6-13 se aprecia mejor el comportamiento de la lámina *Dp* para las diferentes coberturas. Se debe resaltar con este resultado en el flujo de *Dp* de manera muy relevante, el comportamiento diferencial de las coberturas naturales. Tanto el rastrojo (Figura 6-13 c)

como el bosque (Figura 6-13 a) en términos de regulación hídrica presentan diferencias muy marcadas.

**Figura 6-13. Evolución de la lámina de drenaje profundo ( $D_p$ ) de: a) bosque, b) pastos, c) rastrojo y d) cultivo limpio para el periodo de monitoreo.**



En el bosque a pesar de la baja  $E_s$  y los bajos niveles que ingresan tanto del  $H_o$  como de  $I_s$ , no se cuenta con el mismo ingreso de  $P_p$  con el que cuentan las demás coberturas, además la baja perturbación que han sufrido las propiedades físicas de los suelos del bosque más el consumo de agua que realiza la vegetación, explican en gran medida los resultados en esta cobertura.

Las diferencias acá encontradas que se presentan entre ambas coberturas como se mencionó anteriormente, se deben tanto las características físicas de los suelos como a la estructura del rastrojo, el cual favorece altamente la recarga de los flujos subsuperficiales. Mientras que en el bosque se cuenta con un 20% menos de  $P_p$  por la intercepción de las copas, además se presenta un bajo ingreso para los flujos tanto de  $H_o$  como de  $I_s$  y  $D_p$ . Sin embargo como se demuestra más adelante esta cobertura presentó para el sitio la escorrentía superficial más baja (0.69% de la  $P_p$ ) con un porcentaje alto de macroporos ( $M = 53.49\%$ ) con una conductividad hidráulica alta ( $K_{sat} = 43.09 \text{ cm h}^{-1}$ ) y con la más baja capacidad de retención de humedad (Figura 6-19), lo que en gran medida favorece el ingreso de las láminas de infiltración y de drenaje profundo para la recarga subterránea.

Esto confirma lo reportado por Bruijnzeel (2004) evaluando la transformación de coberturas de bosques a pastos en los que particularmente se tuvo una reducción en la quinta parte de la capacidad de infiltración después de la conversión a pastizales. Esto llevó a una alta generación de escorrentía superficial y a su vez a la disminución de las reservas del agua del suelo.

Las ganancias iniciales en la producción hídrica después del desmonte completo del bosque en estos estudios, variaron entre 145 y 820 mm por año. Adicionalmente, los incrementos en la generación hídrica demostraron ser proporcionales a la fracción de la biomasa reducida. Estos cambios en la generación hídrica se reflejaron principalmente en los cambios de las características evaporativas de diferentes bosques tropicales maduros y de la vegetación secundaria muy joven o plantada. Por otra parte, se ha evidenciado procesos en los cuales la reforestación de cultivos, pastizales o de tierras degradadas puede dar como resultado un incremento en los flujos profundos (Bruijnzeel 2004).

Adicionalmente se han realizado algunos estudios acerca de la contribución al balance hídrico por el agua interceptada desde las nubes en los bosques nublados montanos, los

cuales pueden presentar valores significativos durante períodos sin lluvias (Bruijnzeel & Proctor, 1995; Bruijnzeel, 2002). Sin embargo esta capacidad de remoción de agua desde las nubes por parte de los bosques nativos se pierde sustancialmente a medida que se completa conversión a pastizales o cultivos de porte bajo (Bruijnzeel 2004).

En otros casos estudios realizados por Ataroff y Rada (2000) sobre el uso del agua de bosques y pastizales en las montañas de Venezuela, afirmaron que el flujo en los cursos de agua bien podría disminuir luego de la conversión de bosque a pastizal. Además para respaldar esta afirmación reportaron de forma consistente niveles de humedad más bajos en la parte superior del suelo (30 cm) por debajo de la pastura comparados al bosque, lo que deja con menos agua disponible para los niveles inferiores del suelo y afectaría negativamente la recarga subsufaceal.

## **6.2 Síntesis acerca de la capacidad de regulación hídrica de las diferentes coberturas**

En síntesis comparando el ingreso de agua lluvia del bosque con el de las otras coberturas vegetales como pastos, rastrojos y potreros se reducen los ingresos en el bosque en casi 78.27% del agua total, lo que en gran medida demuestra la alta capacidad de almacenamiento de agua que posee el dosel de este tipo de ecosistemas.

En este caso fue poco significativo el aporte del flujo de *Ec*, al ingreso total de agua lluvia en el bosque y al final el principal ingreso de agua al ecosistema se presenta vía precipitación interna con casi el 22% menos de aporte en el bosque a la zona no saturada del suelo.

Los resultados de este estudio permitieron verificar la alta permeabilidad de los suelos volcánicos de la cobertura del bosque nativo, y la baja capacidad de infiltración para las demás coberturas siendo tanto el sustrato como la cobertura, las que mejor regularon la *Pp*, tanto por la intercepción del agua lluvia, como por la evidente tendencia a la percolación de lluvia vertical y a aumentar la recarga de las capas más profundas a nivel del subsuelo. Esto en gran medida disminuirá la *Es* y la respuesta a las crecientes manteniendo así un

flujo constante hacia los caudales, lo que en buena medida refleja la capacidad de regulación hídrica de esta cobertura.

En este caso se confirma en este estudio para el bosque lo mencionado por (Voigt 1980, Beven y German 1981, Moreno *et al.* 1996), los cuales afirman que gran parte del agua que llega de la  $P_i$  al suelo del bosque, fluye a través de las vías de circulación rápida, que corresponden en este caso con alta presencia de macroporos ( $M$ ), en el suelo, los que se originan principalmente por raíces muertas y por actividad de los microorganismos, lo que reduce así la retención capilar y favorece la recarga en el subsuelo.

Por el contrario este comportamiento no se presenta en las demás coberturas evaluadas debido al deterioro presentan las propiedades físicas de los suelos por las actividades productivas realizadas, como se expondrá más adelante.

En resumen se detectó para este flujo que la vegetación boscosa al realizar el consumo significativo de parte del agua, reduce la lámina que se infiltra, mientras que en las demás coberturas evaluadas los ingresos fueron superiores, además de que mostraban alta variabilidad comparándolas con el bosque, lo que refleja en síntesis la baja capacidad de regulación hidrológica que presentan las otras coberturas.

Como síntesis del análisis del proceso de drenaje profundo se encontró que la cobertura con la mayor capacidad de regulación hidrológica la presenta el bosque, mientras que las demás coberturas además de presentar los flujos más altos, presentan también la mayor variabilidad para el periodo de monitoreo (Figura 6-13).

### 6.3 Capacidad de regulación de los flujos de nutrientes disueltos en la precipitación, escorrentía superficial e infiltración para las cuatro coberturas (Objetivo 4.2.2)

Esta sección muestra los resultados obtenidos experimentalmente para determinar la concentración y el flujo de nutrientes que presentaron las diferentes coberturas vegetales estudiadas, los cuales se analizaron en los apartados 6.3.1 a 6.3.6. En ellos se contrastan los resultados obtenidos para la concentración de elementos solubles para cada flujo entre coberturas, además se cuantifica el ingreso y circulación de los mismos en  $\text{Kg Ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ . Todo esto siguiendo los aspectos metodológicos expuestos en el apartado 5.2.2. Los resultados de este proceso particular, se asocian al cumplimiento del objetivo específico 4.2.2, que pretende “Valorar cualitativa y cuantitativamente los flujos de nutrientes solubles que se movilizan en las coberturas vegetales mencionadas a partir del agua lluvia con el fin de establecer su influencia en la regulación de este proceso”.

#### 6.3.1 Características químicas de los flujos hídricos de precipitación incidente ( $Pp$ ), del dosel ( $Pi$ ) y de escurrimiento cortical ( $Ec$ )

Con el fin de determinar el flujo y circulación de nutrientes como un indicador del proceso de regulación, se monitorearon los flujos mensualmente por un periodo de un año. Para esto se evaluó la presencia de los elementos disueltos como P, N,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ , C,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , y el pH. Como resultado la precipitación incidente ( $Pp$ ) mostró una alta acidez (promedio  $\text{pH}=4,71$ ), (Tabla 6-6). Estos valores son cercanos a los obtenidos en otros estudios realizados en bosques montanos ( $\text{pH}=4,4$ : Steinhart 1979, Veneklaas 1990).

El pH de todos los flujos ( $Pp$ ,  $Ec$  y  $Pi$ ) presentó diferencias notorias ( $p<0.05$ ). Se apreció un notorio incremento en el pH de la  $Pp$ , ya dentro del bosque, al convertirse en flujo de precipitación interna ( $Pi$ ) alcanzado un valor de  $\text{pH}=5.95$ , resultado del efecto conjunto de aportes de elementos alcalinos arrastrados desde el dosel y/o lavados de los tejidos foliares de las copas.

**Tabla 6-6. Acidez (pH) y concentración media mensual ( $\text{mg L}^{-1}$ ) por volumen de elementos en los flujos de Precipitación Incidente ( $Pp$ ), Precipitación Interna ( $Pi$ ) y Escorrentía Cortical ( $Ec$ ) en el bosque.**



Concentración por Flujo	pH	N total	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	P total	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	C
						mg L <sup>-1</sup>				
<i>Pp</i>	4.71 <sup>a</sup>	0.95 <sup>a</sup>	0.87 <sup>a</sup>	0.14 <sup>a</sup>	0.08 <sup>a</sup>	0.06 <sup>ab</sup>	0.36 <sup>ab</sup>	0.17 <sup>ab</sup>	0.26 <sup>a</sup>	6.85 <sup>a</sup>
<i>DT(±)</i>	0.58	0.54	2.43	0.19	0.06	0.04	0.21	0.29	0.33	1.19
<i>Pi</i>	5.95 <sup>b</sup>	1.51 <sup>a</sup>	1.02 <sup>a</sup>	0.23 <sup>a</sup>	0.08 <sup>a</sup>	0.02 <sup>abc</sup>	1.68 <sup>abc</sup>	0.55 <sup>abc</sup>	1.80 <sup>b</sup>	9.39 <sup>b</sup>
<i>DT(±)</i>	0.50	1.08	1.13	0.09	0.07	0.03	2.32	0.36	0.39	5.54
<i>Ec</i>	5.16 <sup>c</sup>	2.07 <sup>b</sup>	1.75 <sup>a</sup>	0.76 <sup>b</sup>	0.09 <sup>a</sup>	0.10 <sup>bc</sup>	1.43 <sup>bc</sup>	0.46 <sup>bc</sup>	2.15 <sup>b</sup>	20.76 <sup>c</sup>
<i>DT(±)</i>	0.46	1.12	4.01	0.46	0.08	0.13	1.18	0.23	1.01	4.35

Letras distintas en cada columna por flujo denotan diferencias estadísticas significativas ( $P < 0.05$ ) según la prueba de Tukey. DT(±)=Desviación típica.

El flujo de escurrimiento cortical (*Ec*) mostró una mayor acidez que el de precipitación interna (*Pi*), resultado probablemente de los aportes de ácidos orgánicos lavados por las aguas al recorrer los troncos descendentemente hasta la superficie del suelo (Tabla 6-6). Situación que ya ha sido reportada por otros autores (Moreno *et al.* 1996).

El elemento con mayor concentración en la precipitación incidente (*Pp*) después de Carbono (C), fue nitrógeno (N), seguido de calcio (Ca<sup>2+</sup>). Heath y Huebert (1999) en bosques montanos de Hawaii, reportaron que las concentraciones de N en la *Pp* presentaron alta variabilidad. En este caso la concentración media de N en la *Pp*, evidenció valores más altos que los encontrados en este estudio (N=5,18 mg L<sup>-1</sup>). En el flujo de *Pp* sin embargo en ecosistemas de montaña Colombianos se ha encontrado un patrón de dominancia del nitrógeno (N), sobre los elementos restantes, no obstante la concentración ha sido menor aquí que en dichos estudios (N=1,3 mg L<sup>-1</sup>: León *et al.* 2011).

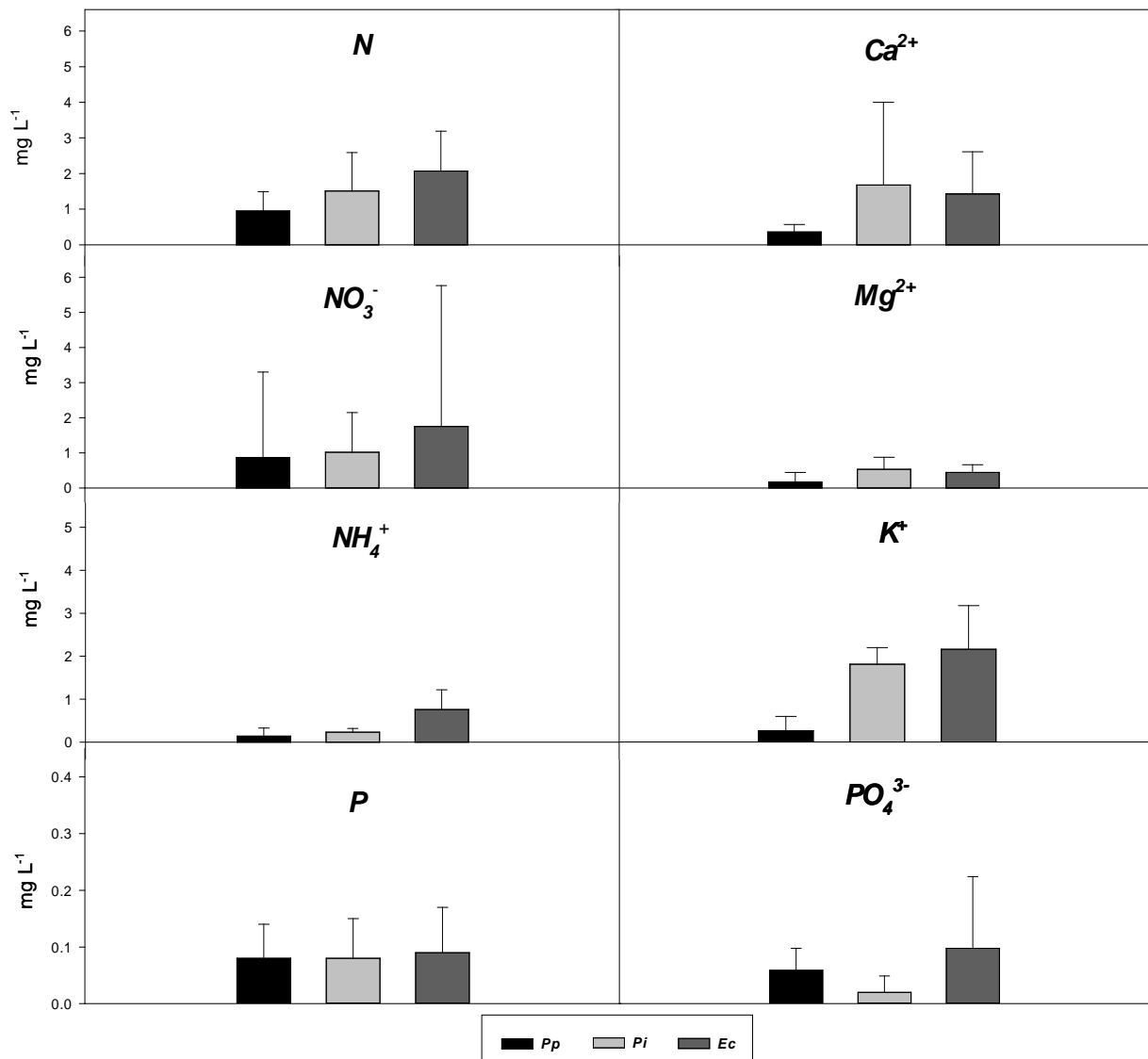
Para especies como el NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Schrumpf *et al.* (2007), en bosques montanos en Tanzania reportaron valores medios de concentración de la *Pp* inferiores que los aquí encontrados (0.09 y 0.15 mg L<sup>-1</sup> respectivamente). En una revisión de estudios para ecosistemas tropicales, Clark *et al.*, (1998), establecían para la *Pp*, que el intervalo de valores para el NH<sub>4</sub><sup>+</sup> era 0.58-3.19 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup> L<sup>-1</sup>, los cuales son inferiores a los aquí encontrados, mientras que para el NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, los valores son coincidentes (0.50-1.85 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> L<sup>-1</sup>).

Esto resulta seguramente de la menor exposición de estos ecosistemas a los contaminantes de entornos urbanos, desde donde pueden ser transportadas por el viento partículas, especialmente de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, y posteriormente a través de la lluvia alcanzar otras localidades/coberturas vegetales.

Sin embargo Zimmermann *et al.* (2007) recopilaron datos de diferentes estudios de bosques húmedos montanos tropicales en Ecuador, Colombia, Venezuela, Costa Rica, Panamá y Jamaica. En ellos se encontró que la concentración media de solutos de la *Pp* presentó un comportamiento variable. Variaciones igualmente acá encontradas para el  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  (C.V = 280.3 y 142.0%) y del  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{Ca}^{2+}$  (C.V = 171.3, 129.1 y 58.0%). Las concentraciones elementales ( $\text{mg L}^{-1}$ ) determinadas en la *Pp* en tales estudios fueron:  $\text{NH}_4^+$  0.05-11,  $\text{NO}_3^-$  0.06-1.98,  $\text{PO}_4^{3-}$  0.009-0.056,  $\text{K}^+$  0.089-0.47,  $\text{Ca}^{2+}$  0.18-0.79, y  $\text{Mg}^{2+}$  0.017-0.5.

Los valores de la Tabla 6-6 para los elementos disueltos en la *Pp*, se encontraron dentro de los rangos reportados por Zimmermann *et al.* (2007), con excepción del  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  que presentan valores levemente superiores.

**Figura 6-14. Concentración media mensual de elementos ( $\text{mg L}^{-1}$ ) en los flujos de Precipitación Incidente (*Pp*), Precipitación Interna (*Pi*) y Escorrentía Cortical (*Ec*) en el bosque. Las barras señalan las desviaciones típicas respectivas correspondientes a cada flujo.**



En la Figura 6-14 se observa un patrón de incremento generalizado en las concentraciones de elementos al pasar de la precipitación incidente (*Pp*), a la precipitación interna (*Pi*) dentro del bosque, siendo notorio el aumento de la concentración de elementos como ( $\text{Ca}^{2+}$  46.6% y 39.7%;  $\text{Mg}^{2+}$  32.4% y 27.1%;  $\text{K}^+$  137% y 300%), en la *Pi* y en el flujo de *Ec* respectivamente dentro del bosque (Tabla 6-6). Con el fin de determinar el flujo y circulación de nutrientes como un indicador del proceso de regulación, se monitorearon los flujos mensualmente por un periodo de un año. Para esto se evaluó la presencia de los elementos disueltos como P, N,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ , C,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , y el pH. Como resultado la precipitación incidente (*Pp*) mostró una alta acidez (promedio

pH=4,71), (Tabla 6-6). Estos valores son cercanos a los obtenidos en otros estudios realizados en bosques montanos (pH=4,4: Steinhardt 1979, Veneklaas 1990).

El pH de todos los flujos (*Pp*, *Ec* y *Pi*) presentó diferencias notorias ( $p < 0.05$ ). Se apreció un notorio incremento en el pH de la *Pp*, ya dentro del bosque, al convertirse en flujo de precipitación interna (*Pi*) alcanzado un valor de pH=5.95, resultado del efecto conjunto de aportes de elementos alcalinos arrastrados desde el dosel y/o lavados de los tejidos foliares de las copas.

Tabla 6-6).

Esto resultó del efecto conjunto de aportes de elementos alcalinos aportados por aerosoles temporalmente atrapados por el dosel y posteriormente arrastrados desde éste por acción del agua la lluvia, y/o lavados de los tejidos foliares de las copas. Esta situación fue igualmente reportada por Wilcke *et al.*, (2008a) quienes revisando estudios realizados en bosques montanos del Ecuador y Jamaica, encontraron que las concentraciones de los nutrientes estudiados aumentaron en la *Pi* con respecto a la *Pp*.

En tanto, la dominancia de N en el flujo de *Pp* ya no se encontró en los de *Pi* ni *Ec* (Figura 6-14) indicando para este flujo un fuerte efecto del lavado de deposiciones atmosféricas y/o lavado foliar de cationes como  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{K}^+$  ocurrido en el dosel, que soporta a su vez el incremento observado en el pH del flujo de precipitación interna (*Pi*) ya comentado. El dominio de  $\text{K}^+$  en el flujo de escurrimiento cortical (*Ec*) estuvo además acompañado de muy elevados valores de C (Tabla 6-6), resultantes estos últimos de la conformación estructural que hace este elemento de los ácidos orgánicos arrastrados por la escorrentía cortical (*Ec*).

La concentración de N, P,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  en la *Pi* en este estudio, se encontró dentro de los rangos reportados por Wilcke *et al.*, (2008a) para este tipo de ecosistemas (en  $\text{mg L}^{-1}$  N: 0.33-1.7; P: 0.01-0.95;  $\text{Ca}^{2+}$ : 0.33-3.5;  $\text{Mg}^{2+}$ : 0.21-2.4), en el caso del  $\text{K}^+$  los valores acá encontrados fueron inferiores al rango reportado ( $\text{K}^+$ : 3.8-20  $\text{mg L}^{-1}$ ). El descenso de la concentración de fósforo ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) aquí encontrado, al pasar del flujo de *Pp* hacia el de *Pi*, denotó la ocurrencia del proceso de captura foliar (Parker 1983), promovido por la escasez del elemento en el suelo, que denota a su vez el desarrollo de mecanismos de conservación por la vegetación (León *et al.* 2011b).

### 6.3.2 Aportes totales y netos de nutrientes vía precipitación incidente *Pp* y flujos del dosel *Pi* y *Ec*

Al igual que lo ocurrido con la concentración en la *Pp*, se encontró que el flujo de todos los elementos evaluados en la *Pi*, fue mayor que el de la *Pp*. Al comparar estos resultados en el caso del flujo de N,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{K}^+$  en la *Pp*, los valores acá encontrados (Tabla 6-7) están dentro de los rangos reportados por Wilcke *et al.*, (2008a) en este tipo de ecosistemas (Valores en  $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ : N 8.2-18; P 0.05-2.6;  $\text{Ca}^{2+}$  2.4-28;  $\text{Mg}^{2+}$  0.81-6.7;  $\text{K}^+$  2.6-16).

En la *Pi*, se encontraron los mayores valores de circulación anual para la totalidad de elementos (expresados como masa área\*tiempo:  $\text{kg, ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , Tabla 6-7), con excepción de fósforo (P total). En este caso comparando los resultados de flujo de elementos de la *Pi* con los reportados por Wilcke *et al.*, (2008a) se estableció que se encuentran también dentro de los rangos de concentraciones de elementos disueltos para la *Pi* (Valores en  $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ : N 1.0-36; P 0.26-13;  $\text{Ca}^{2+}$  1.3-50;  $\text{Mg}^{2+}$  1.9-34;  $\text{K}^+$  50-279).

Para la escorrentía cortical (*Ec*) los valores más altos de flujo fueron los de N,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  y C. Los ingresos de nutrientes más significativos vía *Pp* se registraron, en su orden para: C, N,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , presentando este último elemento un flujo de similar magnitud a la del  $\text{K}^+$ . Al comparar los resultados de flujo acá obtenidos para la *Ec*, con los valores determinados por Wilcke *et al.*, (2008a) en estos ecosistemas se encuentra que están por debajo de estos rangos (Valores en  $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ : N 0.3-0.55; P 0.04-0.18;  $\text{Ca}^{2+}$  0.13-0.72;  $\text{Mg}^{2+}$  0.07-0.34;  $\text{K}^+$  1.4-4.1) con excepción de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ .

**Tabla 6-7. Ingreso y circulación total anual de elementos para los flujos de Precipitación Incidente (*Pp*), Precipitación Interna (*Pi*) y Escorrentía Cortical (*Ec*) en el bosque. Valores para *Pp*, *Pi*, *Ec*, y *Pn* expresados en  $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ .**

Flujo	N	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	$\text{PO}_4^{3-}$	P	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	C
<i>Pp</i>	17.46	4.72	2.58	1.29	1.94	7.66	4.42	4.14	135.55
<i>Pi</i>	34.94	18.97	4.65	0.33	1.77	42.32	12.38	40.70	137.63
<i>Ec</i>	0.27	0.00	0.115	0.009	0.01	0.201	0.064	0.280	2.21

La Deposición Neta, *Dn* (Tabla 6-8), mostró signos positivos y negativos. Se encontraron valores *Dn* positivos para todos los elementos excepto para el P y  $\text{PO}_4^{3-}$ . Los elevados valores *Dn* obtenidos para elementos como  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  y N, revelan un determinante

papel de la cobertura forestal en términos de ganancia de estos nutrientes para el sistema, posibilitando su llegada hasta la superficie del terreno, y con ella su potencial ingreso al suelo para su ciclaje. Los valores *ID* obtenidos para estos nutrientes muestran de forma relativa el enriquecimiento verificado, que en el caso de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{K}^+$  significa casi seis (6) y diez (9.9) veces respectivamente.

**Tabla 6-8. Valores totales de los índices de Deposición Neta (*Dn*:  $\text{kg ha}^{-1}$ ) y de Deposición (*ID*) como proporción de elementos en el bosque estudiado para los 12 meses de monitoreo.**

Índices	N	$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$	$\text{NH}_4^+$	$\text{PO}_4^{3-}$	P	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	C
<i>ID</i>	2.02	4.02	1.02	1.84	0.27	0.92	5.55	2.81	9.90	1.03
<i>Dn</i>	10.67	8.89	0.01	0.94	-0.80	-0.47	30.08	3.79	16.99	15.73

La deposición de nutrientes en la *Pp*, en los bosques húmedos montanos tropicales depende en gran medida de las características regionales como la distancia a las fuentes marinas o industriales y el origen de las masas de aire (Rollenbeck 2010). El seguimiento a largo plazo de la deposición de elementos disueltos en la lluvia y en la niebla en el sur de Ecuador (vertiente oriental de los Andes) con el modelado geoestadístico, demostró la alta dependencia a la exposición de fuentes de contaminación (Rollenbeck 2010). Por lo tanto, esta exposición puede alterar los aportes de nutrientes y otras sustancias químicas en el ecosistema.

### 6.3.3 Características químicas de los flujos hídricos de escorrentía superficial (*Es*)

Estableciendo tanto la concentración como el flujo de nutrientes disueltos en la escorrentía superficial se encontró que los valores de pH presentaron diferencias significativas entre los flujos de *Es* evaluados ( $p < 0.05$ ) (Tabla 6-9). En este caso las diferencias se presentan entre las coberturas de rastrojo y pasto, rastrojo y bosque, pasto y cultivo limpio, contrario al pasto y el bosque, que no presentan diferencias entre sí.

El pH del flujo de *Es*, presento bajos valores verificándose el mínimo absoluto en la cobertura de Rastrojo (Tabla 6-9), no obstante presento un incremento con respecto al valor referencial de la *Pp*. La mayor alcalinidad en la *Es*, encontrada en la cobertura de pasto, resultó muy probablemente de las prácticas de encalado, que buscan precisamente contrarrestar la acidez natural de estos suelos.

**Tabla 6-9. Acidez (pH) y concentración media mensual de elementos por volumen (mg L<sup>-1</sup>) en los flujos de Precipitación Incidente (*Pp*) y Escorrentía superficial (*Es*) en las cuatro coberturas.**

Concentración por flujo	pH	N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	P	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	C
		mg L <sup>-1</sup>								
<i>Pp</i>	4.71 <sup>a</sup>	0.95 <sup>a</sup>	0.87 <sup>a</sup>	0.14 <sup>a</sup>	0.08 <sup>a</sup>	0.06 <sup>a</sup>	0.36 <sup>a</sup>	0.17 <sup>a</sup>	0.26 <sup>a</sup>	6.85 <sup>a</sup>
DT(±)	0.58	0.54	2.43	0.19	0.06	0.04	0.21	0.29	0.33	1.19
<i>Es cultivo limpio</i>	4.82 <sup>a</sup>	1.82 <sup>ab</sup>	0.93 <sup>a</sup>	0.17 <sup>a</sup>	0.25 <sup>abc</sup>	0.22 <sup>ab</sup>	1.68 <sup>ab</sup>	0.76 <sup>bc</sup>	2.98 <sup>a</sup>	13.89 <sup>b</sup> <sub>c</sub>
DT(±)	0.43	1.30	1.07	0.33	0.17	0.15	1.27	0.39	1.80	3.78
<i>Es Pastos</i>	5.91 <sup>b</sup>	4.70 <sup>b</sup>	3.51 <sup>a</sup>	1.05 <sup>a</sup>	0.39 <sup>c</sup>	0.22 <sup>ab</sup>	2.88 <sup>b</sup>	1.17 <sup>cd</sup>	9.18 <sup>b</sup>	27.42 <sup>d</sup>
DT(±)	0.37	6.36	5.12	2.69	0.29	0.21	2.04	0.48	7.61	16.39
<i>Es Rastrojo</i>	4.76 <sup>a</sup>	1.19 <sup>a</sup>	1.20 <sup>a</sup>	0.36 <sup>a</sup>	0.11 <sup>ab</sup>	0.24 <sup>ab</sup>	1.04 <sup>a</sup>	0.32 <sup>ab</sup>	0.71 <sup>a</sup>	7.65 <sup>ab</sup>
DT(±)	0.66	0.92	2.72	0.84	0.11	0.35	1.21	0.28	0.25	4.32
<i>Es Bosque</i>	5.64 <sup>b</sup>	2.02 <sup>ab</sup>	2.14 <sup>a</sup>	0.11 <sup>a</sup>	0.28 <sup>bc</sup>	0.35 <sup>b</sup>	2.91 <sup>b</sup>	1.43 <sup>d</sup>	2.58 <sup>a</sup>	19.17 <sup>c</sup> <sub>d</sub>
DT(±)	0.42	1.06	2.23	0.17	0.15	0.30	2.21	0.62	1.01	5.23

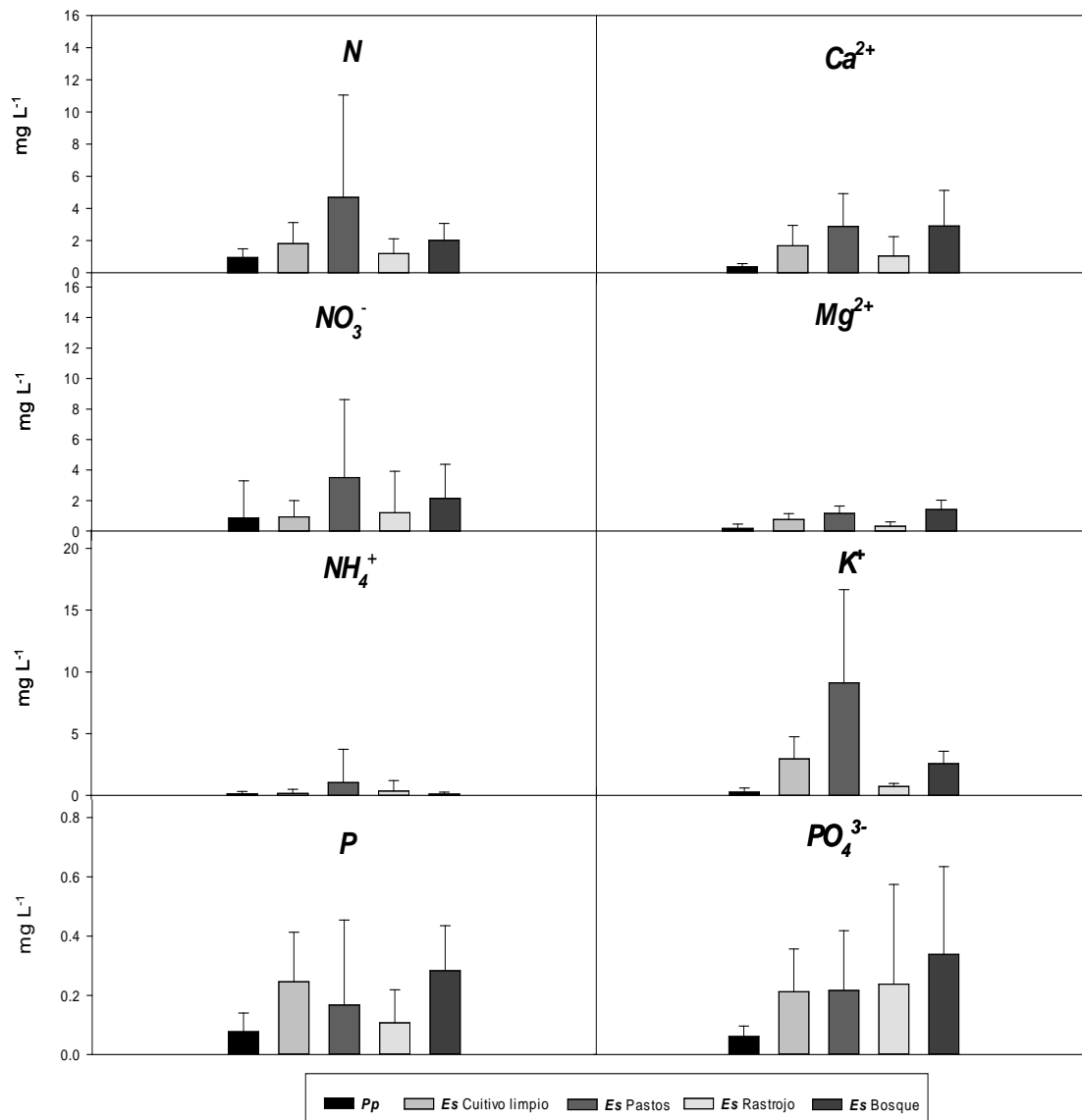
Letras distintas en cada columna por flujo denotan diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) según la prueba de Tukey.

DT(±)=Desviación típica.

Complementariamente a lo comentado para el pH en la cobertura de pastos, se pudo establecer que como resultado de las prácticas culturales no solo de encalado, sino de fertilización, las concentraciones de elementos en el flujo de *Es* en esta cobertura fueron superiores a los de las restantes, pudiendo destacar los casos de N y K<sup>+</sup> (Figura 6-15). Esto

como resultado de la pérdida de fertilizante, en este el cual es lixiviado por la lluvia, este como no es retenido por el suelo también se vierte a los afluentes

**Figura 6-15. Concentraciones medias mensuales ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de los flujos de Precipitación Incidente (*Pp*) y Escorrentía superficial (*Es*) en cuatro coberturas. Las barras señalan las desviaciones típicas respectivas correspondientes a cada flujo.**



Para ecosistemas boscosos tropicales de alta montaña, se ha reportado como el cambio de uso del suelo puede alterar de manera significativa, la concentración de algunos elementos en los suelos, particularmente el N, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup>, esto asociado a la pérdida por *Es*. En estudios realizados por McDonald *et al.*, (2002) en bosques montanos de Jamaica



reemplazados por cultivos agrícolas, se encontró que la concentración de algunos elementos como el N disminuyó en un 38%, el  $K^+$  intercambiable en un 47%, un 43% para  $Ca^{2+}$  y  $Mg^{2+}$  en un 56%; y durante el mismo período aumentó la densidad aparente en un 48%. Después de 5 años, la concentración de P disponible era de 36% menos en las parcelas despejadas que en el bosque.

Se observa además en los resultados de la Tabla 6-9, que las concentraciones de  $NH_4^+$  y  $NO_3^-$  en el flujo de *Es*, no presentaron diferencias significativas comparando las coberturas entre sí ( $p=0.3425$  y  $0.1752$  respectivamente). Mientras que el N presentó solo diferencias entre el rastrojo y el pasto, debido al escaso contenido de materia orgánica que presentó esta cobertura en el suelo ( $p<0.05$ ). Para el caso del  $K^+$ , se presentaron diferencias entre el pasto y las demás coberturas, debidas principalmente a los aportes adicionales de nutrientes para las pasturas realizadas por los productores, llevando al aumento de las concentraciones ( $K^{2+}=9.18\text{ mg L}^{-1}$ ).

En el caso del  $Ca^{2+}$  se presentaron diferencias marcadas entre las coberturas de rastrojo y bosque; y entre rastrojo y pasto ( $p<0.05$ ), mientras que para bosque y pastos, la concentración de nutrientes en la *Es* no presentaron diferencias. Sin embargo, estas diferencias sí se presentan al determinar las fuentes de ingreso de nutrientes para cada cobertura, ya que en el bosque, se presenta la recirculación y el aprovechamiento de nutrientes disueltos en el agua lluvia, mientras que los pastos reciben frecuentes las aplicaciones de enmiendas orgánicas y fertilizantes inorgánicos con el fin de aumentar su fertilidad, adicional a el aporte que hacen las excretas de los semovientes. Mientras que por ejemplo la baja concentración de  $Ca^{2+}$  en el rastrojo, se debe a la escasa vegetación arbustiva de porte bajo y a la presencia de especies herbáceas que proporcionan un escaso contenido de materia orgánica, lo cual favorece más el lavado que la captura de nutrientes.

La mayor circulación de elementos en el flujo de escorrentía superficial (*Es*) se evidenció en la cobertura de pasto, resultado mayormente determinado por los mayores flujos hídricos de *Es* que allí se obtuvieron (Tabla 6-10). La secuencia decreciente que expresa la pérdida de nutrientes más representativos para la nutrición vegetal, siguió el patrón:  $C>K^+>N>Ca^{2+}>Mg^{2+}$ .

**Tabla 6-10. Ingreso y circulación anual total de elementos ( $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ ) para los flujos de Escorrentía superficial (*Es*) y Precipitación incidente *Pp* para cuatro coberturas.**

Flujo	N	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	P	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	C
<b>Pp</b>	17.46 <sup>ab</sup>	4.72 <sup>ab</sup>	2.58 <sup>ab</sup>	1.94 <sup>a</sup>	1.29 <sup>a</sup>	7.66 <sup>ab</sup>	4.22 <sup>a</sup>	4.14 <sup>a</sup>	135.55 <sup>a</sup>
<b>Es Cultivo limpio</b>	3.49 <sup>a</sup>	2.27 <sup>a</sup>	0.26 <sup>a</sup>	0.54 <sup>ab</sup>	0.49 <sup>ab</sup>	3.37 <sup>bc</sup>	1.46 <sup>a</sup>	6.57 <sup>a</sup>	30.07 <sup>b</sup>
<b>Es Pasto</b>	29.34 <sup>b</sup>	5.98 <sup>b</sup>	6.18 <sup>b</sup>	1.77 <sup>ab</sup>	1.03 <sup>ab</sup>	15.95 <sup>a</sup>	5.98 <sup>a</sup>	49.80 <sup>b</sup>	154.23 <sup>a</sup>
<b>Es Rastrojo</b>	2.66 <sup>a</sup>	1.22 <sup>a</sup>	0.72 <sup>a</sup>	0.30 <sup>a</sup>	0.84 <sup>ab</sup>	2.05 <sup>bc</sup>	0.72 <sup>a</sup>	1.29 <sup>a</sup>	14.69 <sup>b</sup>
<b>Es Bosque</b>	0.32 <sup>a</sup>	0.49 <sup>a</sup>	0.02 <sup>a</sup>	0.04 <sup>b</sup>	0.05 <sup>b</sup>	0.46 <sup>c</sup>	0.22 <sup>a</sup>	0.50 <sup>a</sup>	3.49 <sup>b</sup>

Letras distintas en cada columna por flujo denotan diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) en el flujo promedio de nutrientes en la *Es* según la prueba de Tukey.

Para bosques montanos de Jamaica, McDonald et al., (2002), se reportaron valores inferiores de flujo de elementos a los aquí encontrados ( $\text{C}=1.03$ ;  $\text{Ca}^{2+}=0.35$ ;  $\text{N}=0.15$ ;  $\text{PO}_4^{3-}=0.03$ ;  $\text{NO}_3^-=0.02 \text{ kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ ). Mientras que el  $\text{K}^+$  y el  $\text{NH}_4^+$ , fueron superiores en dicho estudio ( $\text{K}^+=0.84$ ;  $\text{NH}_4^+=0.08 \text{ kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ ).

Comparando también los resultados de flujo de nutrientes vía *Es* reportados por McDonald et al., (2002) en zonas de cultivo limpio, se encuentra que los valores de flujo de nutrientes, fueron inferiores a los acá determinados (en  $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ :  $\text{C}=9.79$ ;  $\text{Ca}^{2+}=1.86$ ;  $\text{N}=0.15$ ;  $\text{K}^+=1.61$ ;  $\text{PO}_4^{3-}=0.06$ ;  $\text{NO}_3^-=0.55$ ). Por el contrario el  $\text{NH}_4^+$ , fue superior en dicho estudio (en  $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ :  $\text{NH}_4^+=0.35$ ). Con este resultado se evidencia la posible afectación que se puede presentar en los cuerpos de agua, como consecuencia de la aplicación reiterada e indiscriminada de fertilizantes, cuya aplicación se realiza sin una adecuada asesoría técnica.

En caso del pasto, además de presentar los mayores valores de flujo en la *Es* para todos los nutrientes, se encuentra que el potencial de regulación de pérdidas de nutrientes de esta cobertura es mínimo entre las cuatro aquí estudiadas, representando un potencial de eutroficación hidrológico alto. La situación aquí expresada cobra relevancia si tales flujos alcanzan aguas corrientes, cuerpos de agua, o zonas de terreno encharcadas como consecuencia de un drenaje imperfecto y/o nivel freático superficial, situación esta última verificada en la zona de estudio.

Adicionalmente los aportes de C por escorrentía superficial, fueron muy superiores si se compara con los datos obtenidos en las otras coberturas evaluadas, hasta 50 veces

mayores que la cobertura de bosque, determinando la ocurrencia de un factor adicional para la pérdida potencial de C, que puede convertirse en una fuente potencial de acidificación del agua, ya que la *Es* puede alcanzar otros flujos/cuerpos de agua. Asimismo, debe considerarse que en la fracción soluble los elementos disueltos como el C, P,  $\text{PO}_4^{3-}$  N,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  se están perdiendo por *Es* en la cobertura de pastos, y dichos elementos son indispensables para la actividad de los microorganismos del suelo.

Al contrario de lo determinado en la cobertura de pastos, en el bosque las pérdidas de nutrientes por *Es* fueron muy inferiores, de hecho las mínimas registradas en las cuatro coberturas durante el periodo de estudio (Tabla 6-10). Así, para iones que pueden ocasionar eutroficación como amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) y fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), las concentraciones fueron 28, 10 y 9 veces inferiores, respectivamente, a las halladas en las aguas de *Es* en la cobertura de pastos.

### 6.3.4 Características químicas de los flujos de Infiltración en el Horizonte Orgánico (*Ho*) para tres tipos de coberturas

En la Tabla 6-11 se observan los valores del pH y la concentración química del agua que atraviesa el mantillo, que corresponde a la primera capa del perfil del suelo (Horizonte O), compuesta por detritos orgánicos en diferente grado de descomposición y raíces finas, siendo esencialmente una capa de naturaleza orgánica, de previa ocurrencia a la secuencia de horizontes genéticos minerales que se encuentran en el perfil de suelo a medida que se incrementa la profundidad. Las concentraciones de elementos presentes en la precipitación incidente (*Pp*), constituyen los valores referenciales para el establecimiento de comparaciones en tanto el cambio en la composición química que se verifica.

**Tabla 6-11. Acidez (pH) y concentración media mensual de elementos por volumen (mg L<sup>-1</sup>) en los flujos subsuperficiales (*Ho*) de tres coberturas.**

Concentración por flujo	pH	N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	P	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	C
		mg L <sup>-1</sup>								
<i>Pp</i>	4.71 <sup>a</sup>	0.95 <sup>a</sup>	0.87 <sup>a</sup>	0.14 <sup>a</sup>	0.08 <sup>(a)</sup>	0.06 <sup>ab</sup>	0.36 <sup>a</sup>	0.17 <sup>a</sup>	0.26 <sup>a</sup>	6.85 <sup>a</sup>
<i>DT</i> (±)	0.58	0.54	2.43	0.19	0.06	0.04	0.21	0.29	0.33	1.19
<i>Ho</i> Pastos	6.01 <sup>b</sup>	9.58 <sup>b</sup>	5.08 <sup>b</sup>	5.20 <sup>b</sup>	0.31 <sup>a</sup>	0.17 <sup>b</sup>	4.99 <sup>b</sup>	0.95 <sup>b</sup>	6.81 <sup>b</sup>	36.44 <sup>b</sup>
<i>DT</i> (±)	0.78	7.47	4.80	5.07	0.16	0.14	3.18	0.48	5.39	10.94
<i>Ho</i> Rastrojo	5.36 <sup>c</sup>	1.03 <sup>a</sup>	1.23 <sup>a</sup>	0.11 <sup>a</sup>	0.19 <sup>a</sup>	0.03 <sup>a</sup>	0.83 <sup>a</sup>	0.35 <sup>a</sup>	2.90 <sup>a</sup>	13.42 <sup>a</sup>
<i>DT</i> (±)	0.24	0.42	1.35	0.24	0.14	0.04	0.42	0.14	1.65	2.68
<i>Ho</i> bosque	4.32 <sup>a</sup>	2.24 <sup>a</sup>	1.32 <sup>a</sup>	0.18 <sup>a</sup>	0.17 <sup>a</sup>	0.07 <sup>ab</sup>	0.94 <sup>a</sup>	0.90 <sup>b</sup>	1.12 <sup>a</sup>	33.38 <sup>b</sup>
<i>DT</i> (±)	0.35	0.78	0.66	0.31	0.13	0.14	0.48	0.29	0.53	4.23

Letras distintas en cada columna por flujo, denotan diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) según la prueba de Tukey.

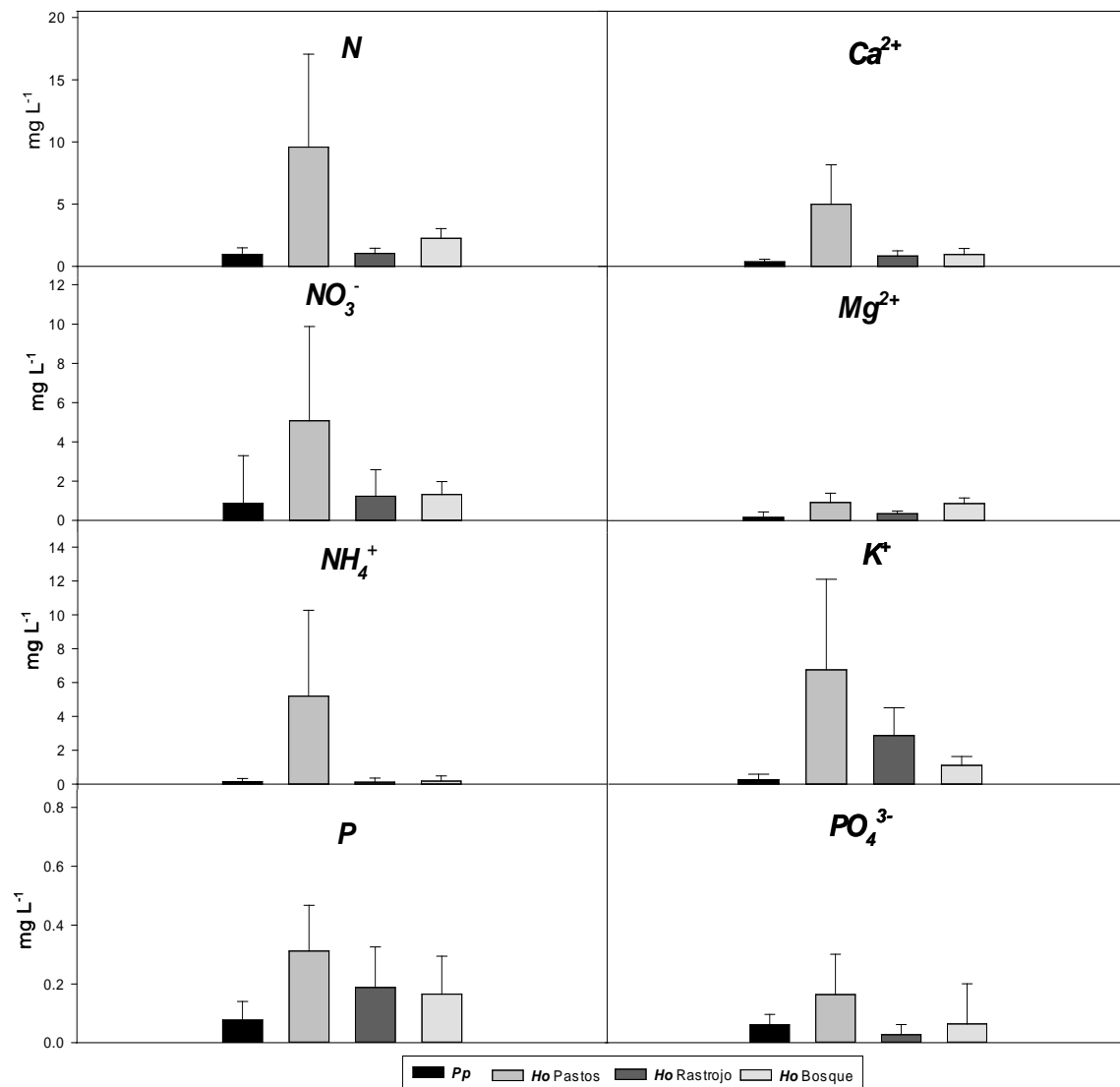
*DT*(±)=Desviación típica.

Se detectó un patrón general de enriquecimiento de las aguas lluvias al atravesar el mantillo en todas las coberturas, situación especialmente clara para los cationes, y alcanzando los máximos absolutos la cobertura de pastos (Figura 6-16).

El pH presentó diferencias marcadas para el flujo del *Ho* entre coberturas ( $p < 0.05$ ). Sin embargo se ha reportado para bosques montanos del Ecuador y Jamaica, que son amplios los rangos de pH y los valores acá obtenidos (Tabla 6-11), se encuentran dentro del rango reportado por Wilcke et al., (2008a) para este tipo de bosques (pH 3.9-5.3). Igualmente al comparar la concentración de los flujos del *Ho* de la cobertura de bosques, con los resultados de Wilcke et al., (2008a) en bosques montanos se encuentra que los valores para la solución del suelo en los primeros 15 cm del N, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, y Mg<sup>2+</sup>, están dentro de los

rangos establecidos, únicamente el P presentó valores superiores a los valores reportados (en  $\text{mg L}^{-1}$  N: 0.7-3.7; P: 0.03-0.05;  $\text{K}^+$ : 0.09-1.5;  $\text{Ca}^{2+}$ : 0.12-3.7;  $\text{Mg}^{2+}$ : 0.07-2.8).

**Figura 6-16. Concentraciones medias mensuales ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de los flujos de flujos de Precipitación Incidente (*Pp*) y de los flujos subsuperficiales (*Ho*) de tres coberturas. Las barras señalan las desviaciones típicas respectivas correspondientes a cada flujo.**



A partir de los resultados reportados por Wilcke et al., (2008a) también se encontró que las concentraciones de Ca, P, y Mg en el mantillo estaban estrechamente relacionadas con las respectivas concentraciones en la capa orgánica, afirmando que la absorción de estos elementos por la vegetación se ve afectada por los valores de pH en el suelo. Además

concluye que la absorción de estos elementos es mayor y el ciclo es más rápido en los suelos con un pH más alto en la capa orgánica.

En ecosistemas de bosque de Roble en Antioquia ubicados sobre Andisoles, Londoño *et al* (2007), han reportado valores de concentración en el flujo del *Ho* para el P, y K<sup>+</sup> que fueron superiores a los de este estudio, mientras que el Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> se encontraron por debajo de los valores establecidos en dicho estudio. (En mg L<sup>-1</sup> P :0.327; Ca<sup>2+</sup>:0.331; Mg<sup>2+</sup>:0.201; K<sup>+</sup> :1.617).

Se aprecia en la Figura 6-16 que entre las concentraciones de casi todos los elementos evaluados para los flujos del *Ho* del bosque y el rastrojo, no se presentaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ), con excepción de C, Mg<sup>2+</sup>, cuyas concentraciones representaron 2.5 veces las determinadas aquí para el bosque.

Los importantes incrementos en las concentraciones del flujo *Ho* de pastos, se dan como consecuencia de las intensas prácticas de fertilización de los potreros para la producción de leche. Como resultado asimismo de estas prácticas culturales, específicamente del encalado, se encontraron aguas alcalinas en la cobertura de pastos, situación contrastante con la de la cobertura de bosque.

No solo la ausencia de tal práctica en esta cobertura incide en la acidez de las aguas de este flujo, se contabiliza asimismo el efecto del lavado de sustancias producidas durante el proceso de descomposición y humificación de los restos orgánicos presentes en el espeso mantillo de esta cobertura, así como de ácidos orgánicos producidos por las raíces finas que invaden el mantillo para la captura de nutrientes de hojarasca incluso recientemente desprendida del dosel (García-Oliva *et al.* 2003, Barreto & León 2005). De hecho, el fuerte lavado de materiales orgánicos se reflejó en las elevadas concentraciones de C del flujo *Ho*, que se ubicaron casi a la par de las de la cobertura de pastos.

Las mayores cantidades de elementos (kg ha<sup>-1</sup>) que circulan anualmente a través del mantillo, se encontraron en la cobertura de pastos, siendo sin excepción, las máximas entre las tres coberturas (Tabla 6-12). Aunque lógicamente esto se produce parcialmente por las mayores concentraciones elementales que caracterizan el flujo *Ho* en tal cobertura (Tabla

6-11), es la cantidad de agua que atraviesa el mantillo la que mayormente incide en la superioridad aquí determinada. Así, la lámina de agua en dicha cobertura fue 2 y 6 órdenes de magnitud superior a las correspondientes a rastrojo y bosque, respectivamente (Tabla 6-12).

**Tabla 6-12. Circulación anual de elementos ( $\text{kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ ) vía flujos subsuperficiales (Ho) en tres coberturas.**

Flujo	N	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	P	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	C
<i>Pp</i>	17.46 <sup>a</sup>	4.72 <sup>a</sup>	2.58 <sup>a</sup>	1.94 <sup>a</sup>	1.29 <sup>a</sup>	7.66 <sup>a</sup>	4.42 <sup>a</sup>	4.14 <sup>a</sup>	135.55 <sup>a</sup>
<i>Ho Pasto</i>	493.84 <sup>a</sup>	353.44 <sup>a</sup>	419.29 <sup>a</sup>	22.25 <sup>b</sup>	12.41 <sup>b</sup>	382.85 <sup>b</sup>	64.03 <sup>b</sup>	395.47 <sup>b</sup>	2591.48 <sup>b</sup>
<i>Ho Rastrojo</i>	21.85 <sup>a</sup>	22.46 <sup>a</sup>	2.34 <sup>a</sup>	4.83 <sup>a</sup>	0.46 <sup>a</sup>	21.37 <sup>a</sup>	9.02 <sup>a</sup>	60.03 <sup>a</sup>	336.80 <sup>a</sup>
<i>Ho Bosque</i>	22.61 <sup>a</sup>	14.26 <sup>a</sup>	1.64 <sup>a</sup>	1.82 <sup>a</sup>	1.02 <sup>a</sup>	11.09 <sup>a</sup>	8.98 <sup>a</sup>	10.40 <sup>a</sup>	11.09 <sup>a</sup>

Letras distintas en cada columna por flujo, denotan diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) según la prueba de Tukey.

Una cantidad representativa de elementos que atraviesan el mantillo supone un stock de nutrientes que puede ser beneficioso para la nutrición vegetal a su ingreso al suelo por infiltración (parte podría perderse por  $E_s$ ). No obstante, cantidades desproporcionadas, esto es, por encima de las que pueden ser retenidas por el complejo de cambio y por la materia orgánica del suelo, pueden suponer su llegada al manto freático y con ésta su potencial afectación de la calidad de las aguas allí confinadas. En este caso como se observa en la Tabla 6-11, no se presentaron diferencias significativas entre los flujos de *Pp* y el flujo del *Ho* del bosque ( $p > 0.05$ ), lo que indica un bajo aporte de nutrientes en la solución del *Ho*, para esta cobertura.

En Ecuador Wilcke et al., (2008b) en bosques montanos y en claros del bosque evaluaron el flujo de algunos elementos a 15 cm de profundidad y comparando esos valores con los obtenidos en este estudio para el bosque (Tabla 6-12)., se encuentra que elementos como el P,  $\text{PO}_4^{3-}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  presentan valores levemente superiores, los demás se encuentran por debajo pero con muy pocas diferencias entre sí (valores en  $\text{kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$  N: 24;  $\text{NH}_4^+$ : 1.7;  $\text{NO}_3^-$ : 17;  $\text{PO}_4^{3-}$ : 1.0; P: 1.0;  $\text{K}^+$ : 12;  $\text{Ca}^{2+}$ : 12;  $\text{Mg}^{2+}$ : 6.0) .

Los resultados obtenidos en las zonas de claros del estudio antes mencionado, comparados con los valores para la cobertura de rastrojo aquí evaluado, muestran valores de flujo de elementos disueltos mucho más elevados excepto el  $\text{PO}_4^{3-}$ . Esta condición se presenta como consecuencia de las diferencias tanto en el tiempo como en la forma de remoción de cada cobertura boscosa. En este caso la cuenca de estudio presenta un

tiempo de remoción mayor, que el reportado para las áreas de claros de bosques en el Ecuador. Estas condiciones generaron una mayor disponibilidad de nutrientes solubles en el perfil del suelo (Valores en  $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  N: 85;  $\text{NH}_4^+$ :3.0;  $\text{NO}_3^-$ :76;  $\text{PO}_4^{3-}$ :0.19; P: 0.28;  $\text{K}^+$ : 75;  $\text{Ca}^{2+}$ : 30;  $\text{Mg}^{2+}$ : 15).

Los valores de flujo para P,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{K}^+$  en el *Ho* obtenidos por Londoño *et al* (2007), fueron inferiores a los aquí determinados (En  $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  P: 0.408  $\text{Ca}^{2+}$ :0.401;  $\text{Mg}^{2+}$ :0.247  $\text{K}^+$  :2.547). Esto se debe a que para dicho estudio se evaluó un ecosistema de bosque altoandino de Roble, mientras que en el bosque acá evaluado, se presentó alta diversidad de especies las cuales favorecieron el aporte adicional de nutrientes en el suelo.

Por su parte, con los elementos antes descritos entre las coberturas de rastrojo y bosque, no presentan diferencias en el flujo de elementos mencionados en *Ho*, y se evidenció que estos interactúan de manera más acentuada con los flujos de elementos que proceden de la lluvia y que atraviesan el mantillo, dinamizando el ciclo de nutrientes conforme se verifica un incremento efectivo de las tasas de circulación, pero esto ocurre de manera más abrupta a como se presenta en la cobertura de pastos, lo que evidencia la alta capacidad de regulación en el flujo de nutrientes del bosque.



### 6.3.5 Características químicas de los flujos de infiltración superficial (*Is*) para las cuatro coberturas

Se caracterizaron químicamente las aguas de infiltración superficial que lograron atravesar el primer horizonte genético (Horizonte A, profundidad aproximada de -30 cm) con el fin de establecer las diferencias en el flujo de nutrientes por cobertura. Estas mostraron diferencias significativas para el pH cultivo limpio ( $p < 0.05$ ), y conjuntamente con los pastos presentaron las concentraciones elementales más altas, verificándose asimismo allí la mayor alcalinidad del flujo (Tabla 6-13). Esto resultó de las elevadas cantidades de insumos químicos y orgánicos empleados durante la fase de establecimiento y desarrollo vegetativo del cultivo y la siembra y fertilización para los pastos, que incluyen enmiendas calizas y orgánicas, y fertilizantes granulados de alta solubilidad como urea y el 15-15-15, productos de triple composición NPK.

**Tabla 6-13. Acidez (pH) y concentración media mensual ponderada de elementos por volumen (mg L<sup>-1</sup>) en los flujos subsuperficiales (*Is*) de las cuatro coberturas.**

Concentración por flujo	pH	N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	P	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	C
		mg L <sup>-1</sup>								
<i>Pp</i>	4.71 <sup>a</sup>	0.95 <sup>a</sup>	0.87 <sup>a</sup>	0.14 <sup>a</sup>	0.08 <sup>a</sup>	0.06 <sup>a</sup>	0.36 <sup>a</sup>	0.17 <sup>a</sup>	0.26 <sup>a</sup>	6.85 <sup>a</sup>
<i>DT</i> (±)	0.58	0.54	2.43	0.19	0.06	0.04	0.21	0.29	0.33	1.19
<i>Is</i> Cultivo limpio	5.94 <sup>b</sup>	3.23 <sup>bc</sup>	5.72 <sup>b</sup>	0.67 <sup>a</sup>	0.46 <sup>ab</sup>	0.03 <sup>a</sup>	3.57 <sup>c</sup>	0.73 <sup>bc</sup>	4.94 <sup>b</sup>	39.50 <sup>c</sup>
<i>DT</i> (±)	0.29	2.53	6.19	0.53	0.25	0.04	2.16	0.48	1.76	14.02
<i>Is</i> Pastos	5.21 <sup>a</sup>	3.56 <sup>c</sup>	3.16 <sup>ab</sup>	1.54 <sup>a</sup>	0.29 <sup>a</sup>	0.05 <sup>a</sup>	2.46 <sup>bc</sup>	0.87 <sup>c</sup>	4.30 <sup>b</sup>	20.83 <sup>b</sup>
<i>DT</i> (±)	0.53	3.28	3.77	2.69	0.22	0.10	1.23	0.47	3.99	9.00
<i>Is</i> Rastrojo	5.12 <sup>a</sup>	1.32 <sup>ab</sup>	1.58 <sup>a</sup>	0.13 <sup>a</sup>	0.20 <sup>a</sup>	0.03 <sup>a</sup>	1.29 <sup>ab</sup>	0.46 <sup>ab</sup>	3.87 <sup>b</sup>	12.04 <sup>ab</sup>
<i>DT</i> (±)	0.40	0.67	1.26	0.24	0.13	0.06	0.71	0.18	2.33	4.11
<i>Is</i> bosque	4.89 <sup>a</sup>	1.80 <sup>abc</sup>	1.58 <sup>a</sup>	1.12 <sup>a</sup>	0.97 <sup>b</sup>	0.40 <sup>b</sup>	1.81 <sup>ab</sup>	0.42 <sup>ab</sup>	3.03 <sup>b</sup>	5.12 <sup>a</sup>
<i>DT</i> (±)	0.51	0.56	0.54	0.60	1.26	0.22	1.18	0.11	1.51	1.56

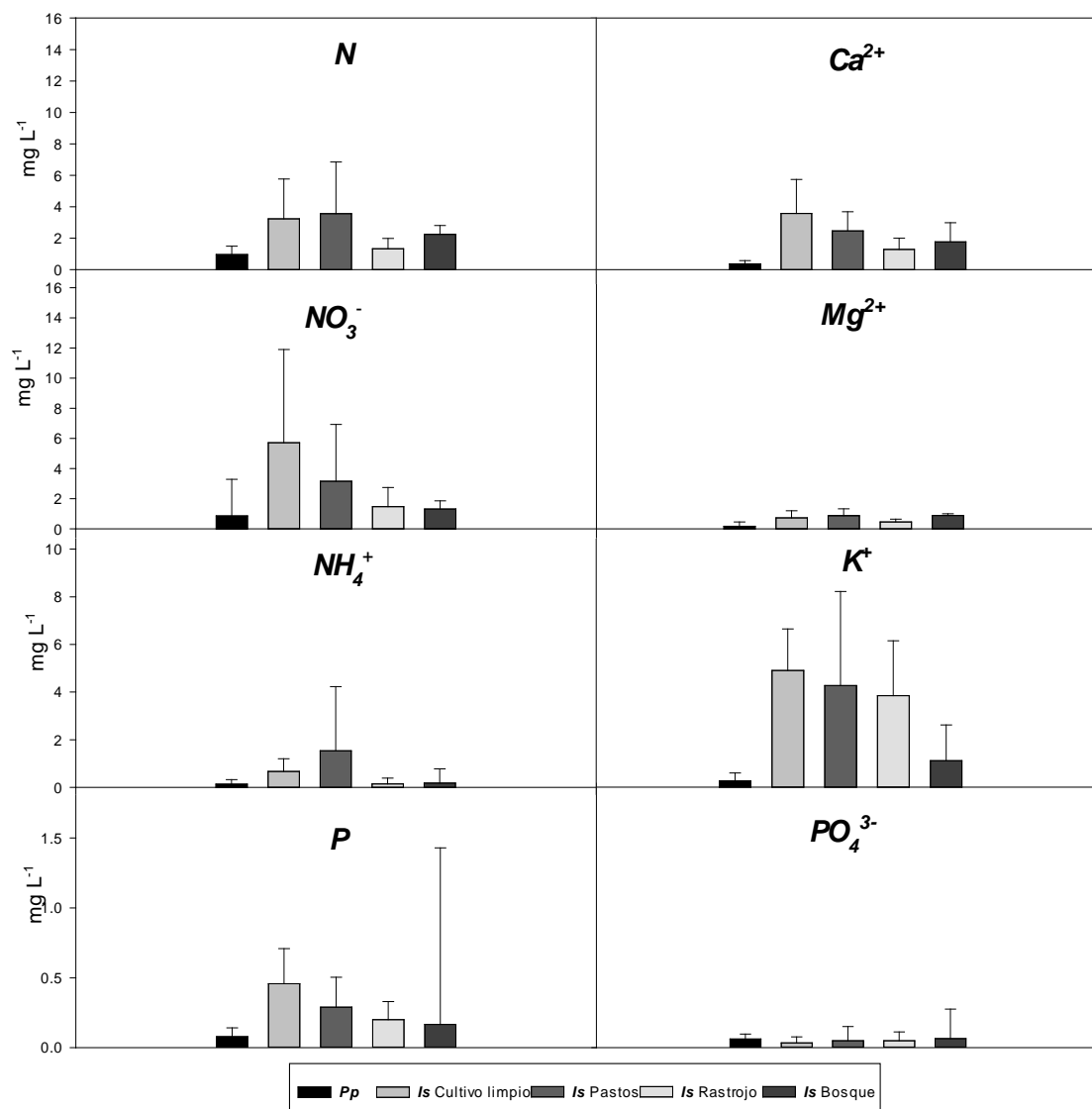
Letras distintas en cada columna por flujo, denotan diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) según la prueba de Tukey. *DT*(±)=Desviación típica.

En general los valores de concentración obtenidos para el flujo de *Is* del bosque coinciden con los de bosques montanos del Ecuador y Jamaica reportados por Wilcke et al., (2008a), para N, Ca<sup>2+</sup>, y Mg<sup>2+</sup>, únicamente P y K<sup>+</sup>, presentaron valores superiores (en mg L<sup>-1</sup> N: 0.38-2.9; P: 0.01-0.02; K<sup>+</sup>: 0.08-0.85; Ca<sup>2+</sup>: 0.08-2.6; Mg<sup>2+</sup>: 0.04-2.5).

Las concentraciones elementales de este flujo en la cobertura de bosque (Figura 6-17), aunque en general bajas, fueron superiores a las reportadas por Londoño et al (2007),: (Ca<sup>2+</sup>: 0,22-0,57 mg L<sup>-1</sup>, K<sup>+</sup>: 0,7-2,4 mg L<sup>-1</sup>; P: 0,28-0,36 mg L<sup>-1</sup>; Mg<sup>2+</sup>: 0,046-0,23 mg L<sup>-1</sup>),

repercutiendo en ello, seguramente, la deposición atmosférica aquí encontrada, especialmente para los cationes.

**Figura 6-17. Concentraciones medias mensuales ponderadas ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de los flujos de Precipitación Incidente (*Pp*) y de los flujos subsuperficiales (*Is*) de cuatro coberturas. Las barras señalan las desviaciones típicas respectivas correspondientes a cada flujo.**



Se presentaron diferencias estadísticas para concentración de C en las coberturas de bosque, pastos y cultivo limpio, siendo notoriamente superior en esta última. Para el P y  $\text{PO}_4^{3-}$  Elementos como N y  $\text{NO}_3^-$  presentaron los mayores valores en pastos y cultivo limpio, siendo mayor la concentración de N en pastos.

Situación inversa se encontró para  $\text{NO}_3^-$  en el cultivo limpio en donde este fue mayor. En general a lo largo del estudio se observó una alta variabilidad temporal en las concentraciones de elementos como N,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  en las coberturas pastos, cultivo limpio y rastrojo con excepción del  $\text{NH}_4^+$  y el P para el bosque con los siguientes coeficientes de variación (C.V: N: pastos 92.36%, cultivo limpio 78.2%, C.V:  $\text{NO}_3^-$ : pastos 118.95%, cultivo limpio 108.21%, rastrojo 84.99%, C.V:  $\text{NH}_4^+$ : pastos 175.32%, cultivo limpio 79.25%, rastrojo 166.11% bosque 52.92%; C.V: P pastos 74.61%, bosque 129.70%; C.V:  $\text{PO}_4^{3-}$  pastos 209.94%, cultivo limpio 128.49%, rastrojo 131.64%, )-

Aun cuando en términos generales se estableció que el flujo *Is* presentaba una mayor concentración elemental en el cultivo limpio, las cantidades en circulación fueron superiores en la cobertura de pastos (Tabla 6-14), como resultado de los mayores volúmenes de agua colectados para este nivel de profundidad en esta cobertura; sin embargo no se presentaron diferencias estadísticas para los flujos de los diferentes elementos entre ambas coberturas ( $p > 0.05$ ). De los elementos estudiados se reveló una mínima circulación de P, resultado de su escasez en el suelo y por tanto inmovilización en su fase sólida.

En los estudios realizados por Londoño *et al* (2007), en bosques altoandinos de Roble, se encontró que los valores de concentración de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{K}^+$  en la *Is*, fueron inferiores a los aquí encontrados. (En  $\text{mg L}^{-1}$   $\text{Ca}^{2+}$ :0.419;  $\text{Mg}^{2+}$ :0.136  $\text{K}^+$  :1.398) lo que refleja las diferencias entre el mismo flujo al comparar los ecosistemas boscosos entre sí, y estas diferencias están dadas principalmente por los distintos tipos de flora que presentan ambas, siendo más biodiversos los bosques acá estudiados.

Las menores cantidades de nutrientes en circulación se encontraron en el bosque (Tabla 6-14), donde el complejo entramado de raíces que ocupa profusamente el perfil de suelo, explora y captura agua y sus nutrientes en solución (León *et al.*, 2011b), determinando un efectivo reciclaje interno y con éste una efectiva regulación del ciclo de nutrientes.

Tratando de establecer diferencias entre el flujo de nutrientes de *Is* del bosque comparado con los reportes de flujo a 30 cm del suelo del bosque realizados por Wilcke *et al.*, (2008b) para bosques montanos del Ecuador, se encuentra que los valores de flujo son superiores a

los acá establecidos con excepción del P y  $\text{PO}_4^{3-}$  (Valores en  $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  N: 11;  $\text{NH}_4^+$ :1.5;  $\text{NO}_3^-$ :4.8;  $\text{PO}_4^{3-}$ :0.33; P: 0.35;  $\text{K}^+$ : 2.7;  $\text{Ca}^{2+}$ : 2.8;  $\text{Mg}^{2+}$ : 4.8).

Adicionalmente si se comparan los resultados de flujo de *Is* de la cobertura de rastrojo con los resultados de las zonas de claros del estudio realizado por Wilcke et al., (2008b), se evidencia que los valores de flujo de casi todos los elementos fueron mayores para dicho estudio, con excepción del  $\text{K}^+$  y también de P, y  $\text{PO}_4^{3-}$  que presentaron acá los mayores valores. (Valores en  $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  N: 88;  $\text{NH}_4^+$ :2.8;  $\text{NO}_3^-$ :85;  $\text{PO}_4^{3-}$ :0.19; P: 0.22;  $\text{K}^+$ : 55;  $\text{Ca}^{2+}$ : 26;  $\text{Mg}^{2+}$ : 13).

Esta diferencia se puede presentar, como consecuencia de las diferencias en la disponibilidad de nutrientes que presenta cada ecosistema boscoso, que luego de ser removido favorece el aumento del flujo de nutrientes debida a la rápida oxidación de la materia orgánica, la cual facilita en este caso un alto contenido de nutrientes disueltos en los bosques del Ecuador.

**Tabla 6-14. Circulación de elementos ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) vía flujos subsuperficiales (*Is*) en las cuatro coberturas.**

Flujo	N	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	P	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	C
Pp	17.5 <sup>a</sup>	4.7 <sup>a</sup>	2.6 <sup>a</sup>	1.9 <sup>ab</sup>	1.3 <sup>a</sup>	7.7 <sup>a)</sup>	4.4 <sup>ab</sup>	4.1 <sup>a</sup>	135.5 <sup>ab</sup>
<i>Is</i> Cultivo limpio	25.98 <sup>ab</sup>	49.05 <sup>b</sup>	8.05 <sup>a</sup>	5.72 <sup>b</sup>	0.24 <sup>b</sup>	47.19 <sup>b</sup>	6.94 <sup>ab</sup>	32.80 <sup>a</sup>	431.81 <sup>c</sup>
<i>Is</i> Pasto	51.90 <sup>b</sup>	39.34 <sup>b</sup>	21.45 <sup>b</sup>	5.46 <sup>b</sup>	0.76 <sup>b</sup>	50.87 <sup>b</sup>	16.99 <sup>c</sup>	61.34 <sup>b</sup>	345.31 <sup>bc</sup>
<i>Is</i> Rastrojo	21.76 <sup>a</sup>	26.12 <sup>ab</sup>	1.82 <sup>a</sup>	3.98 <sup>ab</sup>	0.53 <sup>b</sup>	23.29 <sup>ab</sup>	8.35 <sup>b</sup>	60.10 <sup>b</sup>	237.52 <sup>bc</sup>
<i>Is</i> Bosque	1.95 <sup>a</sup>	1.50 <sup>a</sup>	1.32 <sup>a</sup>	0.74 <sup>a</sup>	0.56 <sup>b</sup>	1.29 <sup>a</sup>	0.44 <sup>a</sup>	3.02 <sup>a</sup>	6.15 <sup>a</sup>

Letras distintas en cada columna por flujo denotan diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) según la prueba de Tukey.

Al igual que para el flujo *Ho*, para la circulación de nutrientes en el flujo *Is* se compararon en general los valores reportados para bosques altoandinos de Roble, siendo los valores en este estudio  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{K}^+$  muy superiores a los reportados por Londoño et al (2007), (En  $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$   $\text{Ca}^{2+}$ :0.091;  $\text{Mg}^{2+}$ :0.027  $\text{K}^+$  :0.304).

Se presentaron diferencias significativas para los flujos de todos los nutrientes evaluados en la *Is* del bosque comparados con flujos de las demás coberturas ( $p < 0.05$ ), lo que en síntesis, refleja la capacidad de la cobertura para regular el ingreso de elementos disueltos en el agua que se infiltra superficialmente, esto si se compara con las demás coberturas las

---

cuales en buena medida muestran la eficiencia en la optimización de recursos en el bosque y su alta capacidad de regulación.

### 6.3.6 Características químicas del flujo de Drenaje profundo (*Dp*) para las cuatro coberturas

Luego de la caracterización química de las aguas que circulan en el drenaje profundo se encontró que las coberturas de cultivo limpio y pastos mostraron una notoria superioridad sobre las coberturas restantes en las concentraciones elementales de las aguas de percolación de *Dp*, (Tabla 6-15). Las diferencias más grandes en las concentraciones ocurrieron entre las coberturas de bosque y cultivo limpio, siendo significativas ( $p < 0.05$ ) para elementos como P,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , y  $\text{K}^+$ .

**Tabla 6-15. Acidez (pH) y concentración media ponderada de elementos por volumen ( $\text{mg L}^{-1}$ ) en los flujos subsuperficiales (*Dp*) de las cuatro coberturas.**

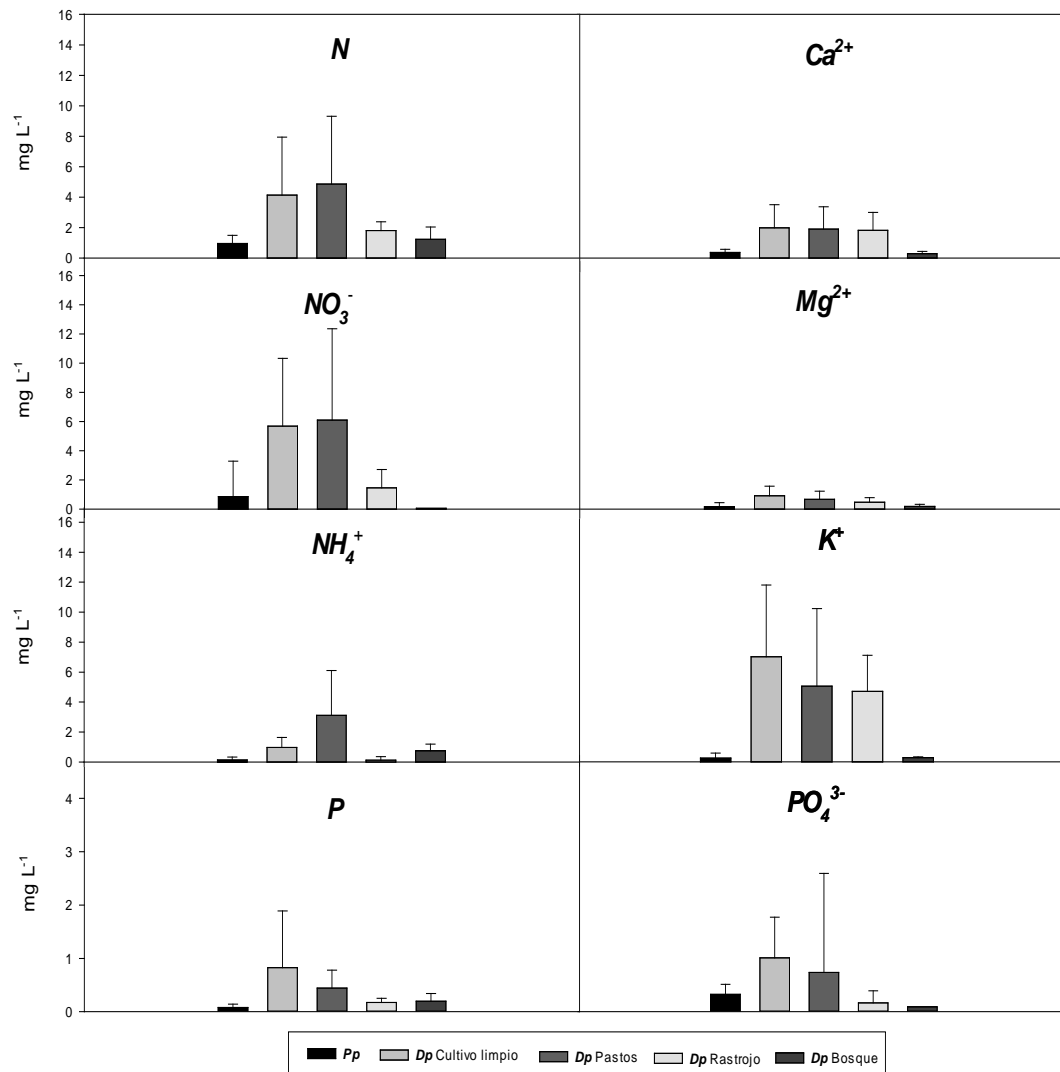
Concentración por flujo	pH	N	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	P	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	C
$\text{mg L}^{-1}$										
<i>Pp</i>	4.71 <sup>a</sup>	0.95 <sup>a</sup>	0.87 <sup>a</sup>	0.14 <sup>a</sup>	0.08 <sup>a</sup>	0.06 <sup>a</sup>	0.36 <sup>a</sup>	0.17 <sup>a</sup>	0.26 <sup>a</sup>	6.85 <sup>a</sup>
<i>DT</i> (±)	0.58	0.54	2.43	0.19	0.06	0.04	0.21	0.29	0.33	1.19
<i>Dp</i> Cultivo limpio	5.39 <sup>bc</sup>	4.14 <sup>b</sup>	5.93 <sup>b</sup>	0.98 <sup>a</sup>	0.87 <sup>b</sup>	0.18 <sup>a</sup>	1.94 <sup>a</sup>	0.94 <sup>c</sup>	7.27 <sup>b</sup>	15.93 <sup>c</sup>
<i>DT</i> (±)	0.73	4.00	4.79	0.70	1.11	0.15	1.59	0.70	5.01	5.11
<i>Dp</i> Pastos	5.91 <sup>c</sup>	4.86 <sup>b</sup>	6.11 <sup>b</sup>	3.11 <sup>b</sup>	0.44 <sup>ab</sup>	0.13 <sup>a</sup>	1.90 <sup>a</sup>	0.69 <sup>bc</sup>	5.10 <sup>b</sup>	28.31 <sup>d</sup>
<i>DT</i> (±)	0.54	4.46	6.24	3.00	0.34	0.37	1.46	0.56	5.22	11.54
<i>Dp</i> Rastrojo	5.36 <sup>b</sup>	1.87 <sup>a</sup>	1.47 <sup>a</sup>	0.14 <sup>a</sup>	0.17 <sup>a</sup>	0.02 <sup>a</sup>	1.76 <sup>a</sup>	0.47 <sup>ab</sup>	4.73 <sup>b</sup>	10.39 <sup>a</sup>
<i>DT</i> (±)	0.79	0.57	1.31	0.24	0.08	0.03	1.22	0.34	2.55	2.33
<i>Dp</i> Bosque	4.58 <sup>a</sup>	1.31 <sup>a</sup>	0.07 <sup>a</sup>	0.67 <sup>a</sup>	0.18 <sup>a</sup>	0.02 <sup>a</sup>	0.28 <sup>a</sup>	0.18 <sup>a</sup>	0.29 <sup>a</sup>	1.07 <sup>b</sup>
<i>DT</i> (±)	0.30	0.81	0.00	0.44	0.15	0.00	0.14	0.15	0.06	0.36

Letras distintas en cada columna por flujo, denotan diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) según la prueba de *Tukey*.

*DT*(±)=Desviación típica.

Al pasar del flujo de *Is* (Tabla 6-13) al flujo de *Dp*, se determinó un patrón generalizado de enriquecimiento de las aguas en las coberturas de pastos y cultivo limpio, que seguramente resulta de las prácticas culturales. Las elevadas concentraciones de elementos encontradas en este flujo (Figura 6-18) para estas dos coberturas, representan un mayor potencial de afectación de la calidad del agua que alimenta la napa freática, en caso de que ésta sea alcanzada. No obstante, desde la perspectiva de la dureza (*D*) de ambos flujos ( $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$ ) el agua aún puede ser clasificada como blanda (pastos  $D=6$ , cultivo limpio  $D=11$ ), con lo cual serán las cantidades de nutrientes (solutos) que alcancen las aguas en profundidad las que permitirán establecer el grado de afectación de su calidad.

**Figura 6-18. Concentraciones medias mensuales ponderadas ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de los flujos de Precipitación Incidente (*Pp*) y de los flujos de drenaje profundo (*Dp*) de cuatro coberturas. Las barras señalan las desviaciones típicas respectivas correspondientes a cada flujo**



Situación contraria y muy importante se pudo corroborar a nivel de la concentración de elementos generados en el bosque por el flujo de *Dp*, y es la de que como se aprecia en la Tabla 6-15, no se presentaron diferencias estadísticas significativas comparadas con las concentraciones de la *Pp* ( $p > 0.05$ ), lo que refleja claramente la buena calidad del agua que podría estar ingresando a integrar la napa freática de estos suelos.

Las concentraciones del *Dp* presentaron algunas diferencias al ser comparadas con las determinadas por Londoño *et al* (2007), en Robledales alto andinos, conforme las

concentraciones para  $\text{Ca}^{2+}$  fueron superiores en dicho estudio a excepción del P,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{K}^+$  (En  $\text{mg L}^{-1}$  P: 0.410;  $\text{Ca}^{2+}$ :0.200;  $\text{Mg}^{2+}$ :0.180;  $\text{K}^+$  :4.0).

Las mayores pérdidas de elementos por  $D_p$  se verificaron en la cobertura de pastos, seguida de cultivo limpio (Tabla 6-16). Así, en el caso de pastos, diferencias significativas en los valores  $D_p$ , se presentaron para elementos de los cuales se puede derivar un efecto negativo en la calidad del agua subterránea, caso del N y C totales, que con respecto a la cobertura de bosque fueron notoriamente superiores (14 y 92 veces respectivamente). Además se evidenció que las cantidades de P que salen del sistema por  $D_p$  fueron mínimas en el bosque y rastrojo, si se comparan con las encontradas en el cultivo limpio y los pastos. Esto como consecuencia de la baja disponibilidad edáfica a nivel natural para el bosque y el rastrojo, limitada por la baja presencia de estos elementos en la solución del suelo, con la cual suele establecerse un equilibrio, comparada con las altas dosis de fertilizantes fosforados aplicados a los pastos y el cultivo limpio.

**Tabla 6-16. Circulación de elementos ( $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ ) vía flujos subsuperficiales ( $D_p$ ) en las cuatro coberturas**

Flujo	N	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	P	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	C
Pp	17.5 <sup>ab</sup>	4.7 <sup>a</sup>	2.6 <sup>a</sup>	1.9 <sup>a</sup>	1.3 <sup>a</sup>	7.7 <sup>ab</sup>	4.4 <sup>a</sup>	4.1 <sup>a</sup>	135.5 <sup>ab</sup>
$D_p$ Cultivo limpio	25.19 <sup>ab</sup>	32.89 <sup>ab</sup>	6.35 <sup>a</sup>	5.24 <sup>a</sup>	1.49 <sup>a</sup>	10.42 <sup>ab</sup>	6.27 <sup>a</sup>	34.84 <sup>a</sup>	87.38 <sup>bc</sup>
$D_p$ Pasto	41.18 <sup>b</sup>	48.80 <sup>b</sup>	34.18 <sup>b</sup>	4.61 <sup>a</sup>	4.61 <sup>a</sup>	20.55 <sup>b</sup>	7.03 <sup>a</sup>	43.98 <sup>a</sup>	255.15 <sup>a</sup>
$D_p$ Rastrojo	7.15 <sup>a</sup>	4.58 <sup>a</sup>	0.10 <sup>a</sup>	0.60 <sup>a</sup>	0.04 <sup>a</sup>	7.88 <sup>ab</sup>	1.22 <sup>a</sup>	20.30 <sup>a</sup>	37.23 <sup>c</sup>
$D_p$ Bosque	2.76 <sup>a</sup>	0.09 <sup>a</sup>	2.04 <sup>a</sup>	0.45 <sup>a</sup>	0.03 <sup>a</sup>	0.82 <sup>a</sup>	0.52 <sup>a</sup>	0.43 <sup>a</sup>	2.91 <sup>c</sup>

Letras distintas en cada columna por flujo denotan diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) según la prueba de Tukey.

Los resultados de flujo de  $D_p$  para bosque acá determinados comparados con los de Londoño *et al* (2007), para P,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{K}^+$  fueron notoriamente superiores. (En  $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$  P: 0.008;  $\text{Ca}^{2+}$ :0.004;  $\text{Mg}^{2+}$ :0.004  $\text{K}^+$  :0.08). Esto se presenta a pesar de tener concentraciones similares de algunos elementos, sin embargo las diferencias en las láminas de  $D_p$  del bosque acá estudiado (205.92 mm), comparado con las del bosque de Roble (2 mm) derivan en un mayor ingreso de nutrientes disueltos.

De lejos, el bosque fue la cobertura que mostró un potencial regulador más efectivo de las pérdidas por  $D_p$  entre las cuatro coberturas aquí estudiadas. Dada la baja efectividad de la



cobertura de rastrojo para la regulación de las pérdidas hidrológicas por  $Dp$  (Tabla 6-5) aquí se verificó igualmente una baja regulación en las pérdidas de elementos por esta cobertura.

En este caso con excepción del  $NH_4^+$  y P, se encontró que las concentraciones de todos los elementos evaluados en la solución del suelo disminuyeron al pasar del  $Ho$ , al  $Dp$ , lo que indicaría como lo han afirmado algunos autores (Zech et al., 1999; Londoño et al (2007); Wilcke et al., 2008a) que posiblemente la mayoría de elementos fueron tomados por la vegetación o retenidos por el suelo.

Se observó una variación considerable, al comparar la calidad de las soluciones de los ecosistemas montanos boscosos, tanto en las recopilaciones de estudios realizados por Wilcke et al., (2008a) en Ecuador y Jamaica, como el realizado por ; Londoño et al (2007), en Colombia. Esta variabilidad que se presentó tanto en la  $Pp$ , como en el lixiviado de la materia orgánica, y la solución del suelo, apoyaría lo afirmado Wilcke et al., (2008a) en los bosques de montaña estudiados, en los cuales el autor afirma que estos proporcionan una multitud de diferentes nichos ecológicos a pequeña escala. Lo que hace que los procesos que allí se generan, deben valorarse de manera independiente y para cada tipo de ecosistema en particular.

## **6.4 Síntesis acerca de la capacidad de regulación de los flujos de nutrientes disueltos en la precipitación, escorrentía superficial e infiltración para las cuatro coberturas**

Las concentraciones de las especies químicas en la  $Pp$  y en la  $Pi$  exhiben alta variabilidad según sus desviaciones típicas presentadas en la Tabla 6-6, esta situación fue reportada también por Veneklaas y Van Ek (1990), y Zimmermann et al. (2007) para estos ecosistemas. Lo cual indica que variabilidad acá encontrada puede estar fuertemente influenciada por las diferencias en las concentraciones de elementos disueltos en la atmosfera y la vegetación para diferentes épocas del año, por lo cual se observan diferencias en las concentraciones de elementos disueltos para ambos flujos en el periodo evaluado.

Como conclusión para los flujos de precipitación se encontró que hay un ingreso importante de nutrientes para todas las coberturas vía precipitación incidente, además de esto en la

cobertura de bosque se destaca que existe un enriquecimiento adicional de nutrientes cuando la precipitación incidente entra en contacto con el dosel con excepción del fósforo que se encuentra limitado en el medio y que es asimilado por los tejidos vegetales, lo que en gran medida destaca el papel que presentan los bosques altoandinos en su autofertilización y mantenimiento.

Se estableció que tanto la concentración de elementos disueltos en la escorrentía superficial como las pérdidas por el flujo de estos elementos, fueron considerablemente altas para la cobertura de pastos y mínimas para la cobertura de bosque, lo que refleja así el claro control de la cobertura forestal sobre la calidad del agua. En los pastos tal flujo hídrico cargado de nutrientes, supera las fronteras permisibles por el ecosistema terrestre lo que en síntesis afecta a todas luces la calidad del agua. Esto en gran medida demuestra la baja capacidad de regulación en la circulación de nutrientes disueltos en las demás coberturas comparadas con el bosque.

Para el flujo de infiltración del horizonte orgánico de la cobertura de pastos y el cultivo limpio, se detectaron los valores más altos en las concentraciones de elementos disueltos a los encontrados en el rastrojo y el bosque, lo que muestra la posible contaminación que se puede generar con el alto flujo de elementos disueltos debida principalmente a la aplicación de agroquímicos.

En la infiltración superficial tanto la concentración de nutrientes y el flujo de estos, presentaron diferencias para todas las coberturas comparadas con el bosque, siendo esta última cobertura la que arrojó los menores valores. Adicionalmente la cobertura de rastrojo presentó un ingreso considerable de nutrientes, debida no a la concentración de elementos disueltos, sino a la cantidad de agua que para este nivel circula.

Resumiendo y como lo afirman ; Londoño *et al* (2007), antes de definir un patrón de pérdidas entre coberturas, se requiere conocer información acerca de la pérdida de nutrientes en las coberturas boscosas nativas. Adicionalmente evaluar el efecto que podrían tener, los cambios en los usos del suelo a largo plazo y la respuesta que pueden brindar estos cambios, sin embargo en este estudio se debe resaltar las bondades que ha

---

evidenciado el bosque en la optimización y el manejo de los nutrientes en solución destacándose la capacidad de regulación de estos procesos.

## 6.5 Propiedades físicas del suelo y su influencia en la escorrentía superficial e infiltración para las cuatro coberturas (Objetivo 4.2.3)

Se presentan los resultados experimentales obtenidos para establecer si existen diferencias en algunas propiedades físicas del suelo entre las diferentes coberturas vegetales evaluadas, las cuales se analizan en el apartado 6.3.3. En ellos se muestran los resultados obtenidos, además se discute acerca de la influencia tanto en los procesos de escorrentía superficial, como en la infiltración de agua lluvia. Los aspectos metodológicos utilizados se encuentran referenciados en el apartado 5.2.3. El análisis y discusión de este proceso particular, está asociado a dar cumplimiento del objetivo específico 4.2.3, que pretende “Establecer el comportamiento de algunas propiedades físicas (Densidad aparente, Densidad real, textura, macro y microporosidad, conductividad hidráulica y la retención de humedad) en las coberturas vegetales mencionadas y determinar su papel tanto en la generación de escorrentía superficial, como en la infiltración”.

Para determinar el papel que desempeñan los suelos tanto en la generación de flujo de escorrentía superficial como de infiltración como indicadores de la capacidad de regulación hidrológica para las coberturas evaluadas, se realizó la determinación análisis de algunas propiedades físicas por cobertura, siguiendo la metodología antes descrita (Tabla 5-3).

Inicialmente se evaluaron los resultados obtenidos para la clase textural del suelo determinada para 3 profundidades por horizonte (Tabla 6-17). Esto debido a que la textura del suelo desempeña un papel importante en el comportamiento hídrico del suelo, e influye en su resistencia a la erosión, su facilidad de laboreo y en buena medida de su fertilidad (Jaramillo 2002). Según la clasificación realizada de acuerdo con la Soil Survey Staff, (2010) los suelos en este estudio se clasifican como Andisoles (*Hydric hapludans*).

**Tabla 6-17. Clase textural determinada a 3 profundidades por cobertura evaluada**

Cobertura	Profundidad	Horizonte	Granulometría (%)			Textura
			Arena	Limo	Arcilla	
Cultivo limpio	5	Ap	10	70	20	Franco limosa
	40	2Bw	10	65	25	Franco limosa

	80	C	10	55	35	Franco arcillosa
	5	Ap	10	60	30	Franco limo arcillosa
Pastos	40	2Bw1	10	65	35	Franco arcillo limosa
	80	C	5	65	30	Franco arcillosa
	5	Ap	10	65	35	Franco arcillo limosa
Rastrojo	40	Bw1	10	65	25	Franco limosa
	80	C	10	60	30	Franco limo arcillosa
	5	Ap	10	55	35	Franco limo arcillosa
Bosque	40	Bw1	10	60	30	Franco limo arcillosa
	80	C	10	60	30	Franco limo arcillosa

Clasificados de acuerdo con la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2010).

Los resultados de la Tabla 6-17 muestran como la textura que estuvo dominando la matriz de suelo fue la textura Franca. A nivel granulométrico todos los pedones presentaron predominio de limos con un 62.08% (C.V.=7.3%), seguido de las arcillas con un 30% (C.V.=15.9%) y finalmente la arena con un 9.58% (C.V.=15.1%). En las coberturas tanto de pastos como de cultivo limpio, se presentaron algunas diferencias en la clasificación textural de suelos, evidenciando en este caso un incremento de las arcillas y reducción de los limos a medida que se profundiza en el suelo, situación contraria a la observada en rastrojo y bosque. Este comportamiento puede llevar a la reducción de la infiltración debido al taponamiento de los macro y microporos que influyen en la circulación como en la retención del agua en el suelo.

En este caso se presentó un comportamiento de la textura para las coberturas de pastos y cultivo limpio, similar al observado en otros estudios realizados por Meza-Pérez y Geissert-Kientz (2006) en México en andisoles. Estos encontraron algunos cambios que se presentan en la textura de los suelos en los cuales se da un empobrecimiento de las partículas más finas de la matriz del suelo en los primeros horizontes, llevando a su vez a un enriquecimiento residual de partículas gruesas lo que aumenta la escorrentía superficial y reduce la infiltración. Lo anterior se produce por el transporte selectivo de material, ocasionado por la erosión hídrica en la época lluviosa o por erosión eólica en la época seca, en el caso de la papa este proceso aumenta al realizar el desmenuzado del suelo con el rotavator, que al estar más expuesto en la época de preparación del terreno para el establecimiento queda más susceptible a estos procesos degradativos.

En general los suelos de las coberturas evaluadas, son moderadamente profundos (alrededor de 100 cm), con un horizonte superficial (A1 o Ap) de 4 a 30 cm de espesor,

siendo mayor este en el bosque. En cuanto a su estructura, el suelo del bosque presenta en el horizonte superficial, una estructura granular de tamaño pequeño a mediano y de desarrollo moderado, en el rastrojo se presenta un desarrollo débil, a moderado. El grado de desarrollo que presenta el suelo de la cobertura boscosa en este caso favorece la infiltración.

Contrario a esta situación tanto en los suelos cultivados, como en los de pasto en el horizonte Ap la estructura no está definida, esto como consecuencia de la alteración de las propiedades físicas como la estructura y la densidad aparente ( $D_a$ ). En los horizontes sub-superficiales, predominó para todas las coberturas la estructura de bloques sub-angulares de tamaño mediano y desarrollo débil. Esto se presentó principalmente en el cultivo limpio y se debe principalmente a las actividades realizadas tanto para el arado como para el desmenuzado del terreno con el rotavator, las cuales aumentan la densidad aparente y reducen la macroporosidad del suelo.

Teniendo en cuenta que la densidad aparente ( $D_a$ ), es un indicador tanto del grado de compactación como de la presencia de la materia orgánica en el suelo y porque desempeña un papel importante en la generación de  $E_s$ , se utilizó como parámetro para estimar el grado de deterioro del suelo en las diferentes coberturas evaluadas. Esto teniendo en cuenta que a medida que aumenta su valor, se está produciendo una degradación de la estructura del mismo, bien sea por compactación o por pérdida de materia orgánica (Jaramillo 2002).

Los valores de  $D_a$  junto con los otros parámetros físicos del suelo evaluados por cobertura para el primer horizonte se exponen en la Tabla 6-18. Analizando los resultados se muestra como en el caso de la densidad aparente ( $D_a$ ), los valores fueron inferiores a  $9 \text{ Mg m}^{-3}$  (Valor límite superior de las propiedades ándicas según la Soil Survey Staff, SSS, 2010), la cobertura con mayor ( $D_a$ ) fue el pasto con  $0.71 \text{ Mg m}^{-3}$  y el valor mínimo lo presentó el bosque con  $0.21 \text{ Mg m}^{-3}$ . Al realizar las comparaciones entre los valores medios de la  $D_a$  por cobertura se obtuvieron diferencias significativas ( $p < 0.0001$ ). Los valores de  $D_a$  para las coberturas de bosque y de cultivo limpio, fueron menores a los reportados por Alvarado & Forsythe, (2005) para los primeros 30 cm de profundidad andisoles en Costa Rica que van desde  $0.55$  a  $1.12 \text{ Mg m}^{-3}$  con un promedio de  $0.87 \text{ Mg m}^{-3}$ .

Tabla 6-18. Propiedades físicas del suelo en las coberturas vegetales evaluadas

Cobertura	Horizonte	$D_a$ (Mg m <sup>-3</sup> )	$D_r$ (Mg m <sup>-3</sup> )	$K_{sat}$ (cm h <sup>-1</sup> )	$P_t$ (%)	$M$ (%)	$m$ (%)
Cultivo limpio	Ap	0.67±0.03 <sup>a</sup>	2.15	24.43±11.70 <sup>a</sup>	68.93±1.57 <sup>a</sup>	4.58±1.57 <sup>a</sup>	68.13±3.45 <sup>a</sup>
Pastos	Ap	0.71±0.12 <sup>a</sup>	2.08	1.18±0.40 <sup>b</sup>	65.64±0.45 <sup>b</sup>	10.19±0.45 <sup>b</sup>	56.20±0.65 <sup>b</sup>
Rastrojo	Ap	0.47±0.03 <sup>b</sup>	1.98	7.27±2.73 <sup>b</sup>	76.06±1.43 <sup>c</sup>	13.64±1.33 <sup>c</sup>	62.09±3.46 <sup>ab</sup>
Bosque	Ap	0.21±0.01 <sup>c</sup>	1.6	43.09±7.63 <sup>c</sup>	87.01±0.9 <sup>d</sup>	53.49±0.90 <sup>d</sup>	32.22±2.24 <sup>c</sup>

Letras distintas en cada columna por cobertura denotan diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) según la prueba de Tukey.

( $D_a$ ) Densidad aparente, ( $D_r$ ) Densidad real, ( $K_{sat}$ ) Conductividad hidráulica saturada, ( $P_t$ ) Porosidad total, ( $M$ ) Macroporosidad, ( $m$ ) Microporosidad

Si bien tanto los valores de  $D_a$  para el rastrojo y el bosque fueron bajos, se han reportado algunos rangos de  $D_a$  con valores entre 0,3-0,7 Mg m<sup>-3</sup> y están relacionados con el depósito de cenizas volcánicas sobre suelos jóvenes, en los cuales predomina la alófana en el complejo de arcilla (Alvarado *et al.* 2001). Lo que en este caso puede explicar los bajos valores acá encontrados.

En el bosque debido a la alta presencia de materiales orgánicos, la  $D_a$  se encontró alrededor de 0.21 Mg m<sup>-3</sup>, que coincide con lo reportado para materiales orgánicos sápricos ó más descompuestos (Soil Survey Staff, SSS, 2010). Además Gonzales (2011), afirma que por lo general los andisoles presentan una  $P_t$  alta,  $D_a$  baja y predominio de  $m$ . Esto en síntesis favorece tanto el flujo de agua a través del perfil del suelo como en la zona no saturada, dependiendo de la cantidad tanto de macro y microporos presentes en el suelo.

La cobertura que presento la mayor variabilidad en los valores de  $D_a$  fueron los pastos (C.V.=17.31%) seguida del bosque (C.V.=6.96%) y por último el rastrojo y el cultivo limpio (C.V.=15.9 y 5.9%) respectivamente. Esta alta variabilidad que se presenta en los pastos, se debe principalmente a que el ganado cuando está en las pasturas, no pisa de manera homogénea el suelo, lo que genera así zonas más compactadas que otras en este horizonte.

Independientemente del origen del material parental de los suelos, los resultados de la Tabla 6-18 evidencian que cuando se asocia la densidad aparente ( $D_a$ ) con la porosidad total ( $P_t$ ), la macroporosidad ( $M$ ), y la microporosidad ( $m$ ), estas presentan una fuerte alteración tanto de la densidad de la cobertura de pastos como la de cultivo limpio y en

menor proporción en el rastrojo y el bosque. Esta alteración está asociada con reducción en la porosidad total, favoreciendo así la *Es* y reduciendo la capacidad de infiltración del suelo (Gómez, 2011).

Al comparar los valores medios de la *Pt*, *M* y *m* se estableció que existen diferencias significativas ( $p < 0.0001$ ) para todas las variables (Tabla 6-18). Para el caso de la *Pt*, los valores más bajos se encontraron para pastos con 65.64%, mientras que en el bosque el valor fue de 87.01%. La *M*, presentó los valores más bajos en el cultivo limpio con 4.58%, seguido del pastos con 10.19%, y en menor proporción el bosque con 53.49%. Por último la *m*, no presento diferencias para los suelos de la cobertura de rastrojo y pastos, contrario a la *Pt* y a la *M*, la *m* presento los mayores valores en el cultivo limpio con 68.13%, seguido del rastrojo con 62.09%, el pasto con 56.20% y por último el bosque con 32.22%.

Al interpretar la porosidad del suelo en este caso con la alta cantidad de *M* en el bosque, se va a presentar un drenaje y una aireación excesivos y una baja capacidad de almacenamiento de agua, en tanto en el cultivo limpio, en el rastrojo y en los pastos, la baja presencia de macroporos y con el predominio de la microporosidad, se presentarán problemas de mal drenaje y poca aireación, aumentando la posibilidad de compactación del suelo y de producción de compuestos tóxicos para la planta por efecto de las condiciones reductoras que pueden generarse (Jaramillo, 2002). En términos de regulación hídrica la cobertura boscosa estaría permitiendo el flujo efectivo a los niveles más profundos del suelo, esto debido a la alta presencia de macroporos, lo que en alguna medida favorece la recarga de los acuíferos.

Directamente relacionada con el porcentaje de *M* presente en cada cobertura, se encuentra la conductividad hidráulica saturada (*Ksat*) del suelo. En la Tabla 6-18, se aprecia como los mayores valores *Ksat* se presentaron en el bosque con 43.09 cm h<sup>-1</sup>, seguida el cultivo limpio con 24.43 cm h<sup>-1</sup> y con una muy baja *Ksat* se encontraron los pastos con 1.18 cm h<sup>-1</sup> y se pudo establecer luego de evaluar si existen diferencias estadísticas entre las *Ksat* de las diferentes coberturas ( $p = 0.0004$ ) que solamente los pastos y el rastrojo, no presentaron diferencias significativas.



Según la clasificación realizada por la Soil Survey Staff, SSS, (2010) la cobertura boscosa presenta una  $K_{sat}$  muy alta ( $K_{sat} > 36 \text{ cm h}^{-1}$ ) seguidas por las coberturas de rastrojo y cultivo limpio clasificadas como altas ( $K_{sat} 3.6-36 \text{ cm h}^{-1}$ ) mientras que la cobertura con la clasificación más baja la obtuvo el pasto con una calificación moderadamente alta. Los valores altos de  $K_{sat}$  y  $M$  para bosque, favorecen en gran medida que los flujos de  $E_s$  sean mínimos en esta cobertura y se favorezca la infiltración, mientras que en los pastos con la  $K_{sat}$ , la  $P_t$ , y la  $M$  tan bajas, la posibilidad de que se genere flujo  $E_s$  aumenta considerablemente. En este caso la respuesta encontrada en la  $K_{sat}$  para los suelos de la cobertura bosque, favorece la capacidad de infiltración y reduce efectivamente el encharcamiento en superficie, esto incrementa la infiltración y reduce el flujo de  $E_s$ .

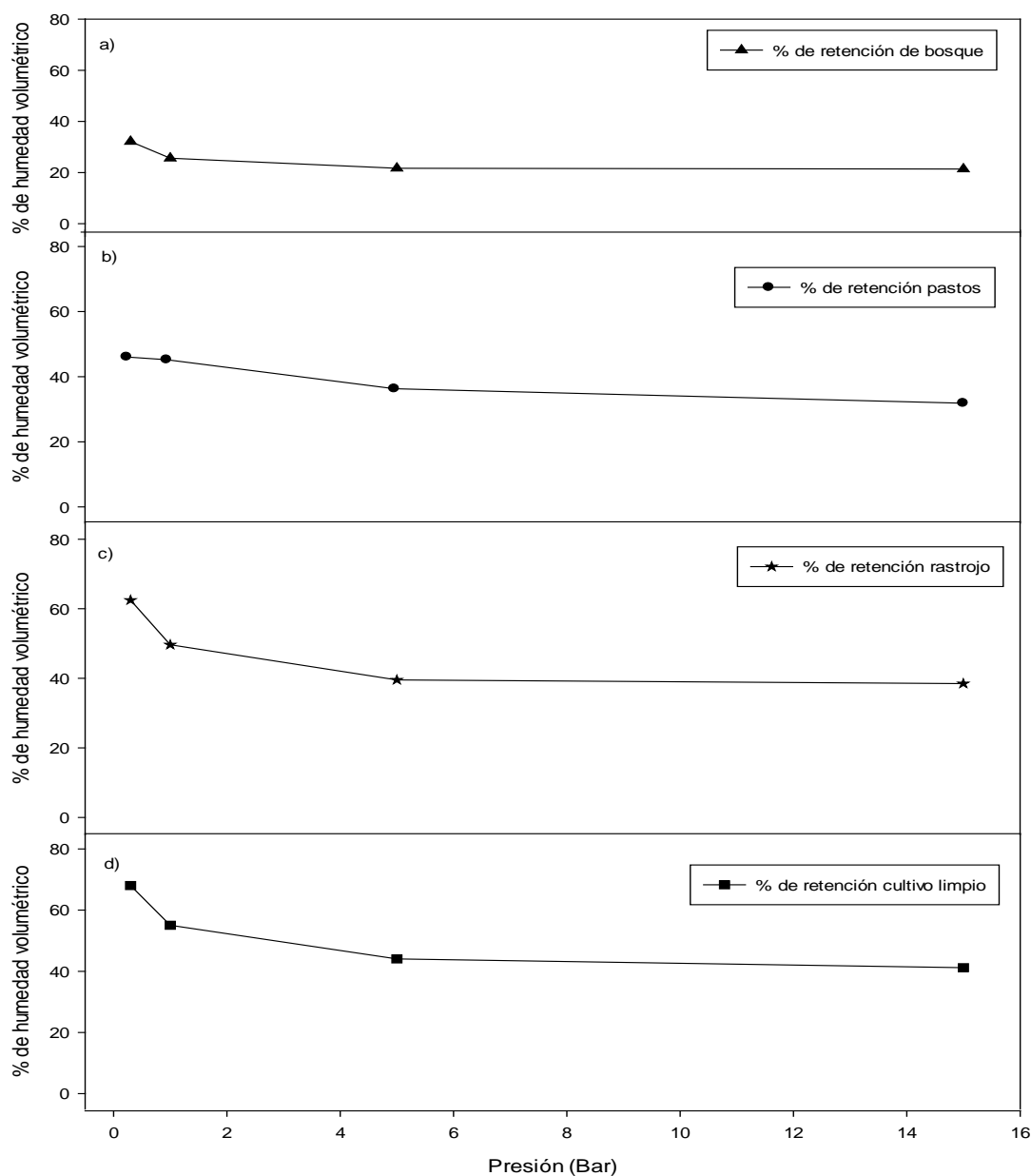
Tendencias similares se observaron por Martínez y Zinck (2004) y Bormann y Klaassen (2008). Estos encontraron un aumento de la densidad aparente del suelo, cuando el uso de la tierra cambió de bosques en pastizales. En este caso los parámetros físicos antes descritos reflejan como la  $D_a$ , la  $K_{sat}$ , la  $M$  y  $m$  (Tabla 6-18), evaluados para la cobertura de pastos, han sido alterados por el pisoteo continuo del ganado, esto hace que se mantenga acumulada después de los eventos de lluvia el agua en el suelo suficiente tanto para generar escorrentía superficial, como para mantener un suministro de agua el flujo en el  $H_o$ . Mientras que el bosque la alta macroporosidad, la baja densidad aparente y la baja presencia de microporos, permite la conducción efectiva hacia los niveles inferiores del subsuelo.

A nivel general el excesivo laboreo y la remoción de la cobertura superficial en el pasto se han identificado como las principales causas del deterioro de las propiedades físicas ( $D_a$ ,  $P_t$ ,  $M$  y  $m$ ) las cuales favorecen la reducción de la estabilidad de agregados del suelo y la compactación subsuperficial (Botta et al., 2003) y en zonas con bajas pendientes (25% en Cultivo limpio, 17% en Bosque, 11% en rastrojo y 8% en pasto), se reduce la infiltración y favorece el anegamiento los cual a su vez incrementa la  $E_s$ .

Algunos estudios mencionan que los mayores cambios se observan en los macroporos, y están relacionados con el pisoteo de los animales, ya que los poros estructurales son los que fácilmente pueden compactarse, mientras poros de textura no (Kutilek et al., 2006). Tendencias similares relacionados con el efecto del cambio de uso de Andisoles del sur de

Chile en la porosidad del suelo y la distribución de tamaño de poro fueron encontrados por Ellies et al. (2000) y Huygens et al. (2005), entre otros. El aumento de la densidad aparente sin duda alguna, altera definitivamente tanto la escorrentía superficial como la infiltración en este tipo de suelos, bajo diferentes usos.

**Figura 6-19. Curvas de retención de humedad para las coberturas de: a) bosque, b) pastos, c) rastrojo y d) cultivo limpio, evaluadas a los primeros 30 cm de profundidad**



La situación antes encontrada tanto para la  $P_t$ , la  $M$  y la  $m$ , la explica en parte la respuesta encontrada en las curvas de retención de humedad (Figura 6-19), en donde se aprecia como los suelos con las retenciones más altas las presentan las coberturas de cultivo limpio y rastrojo. En el cultivo limpio el aumento de la densidad aparente y de la mayor retención de humedad se presenta como consecuencia del desmenuzamiento que realiza el rotavator en el suelo, el cual destruye los agregados del suelo y favorece el taponamiento tanto de los macro como de los microporos.

El resultado en el rastrojo se da debido a la alta infiltración de aguas en el  $H_o$  se favorece la conducción efectiva del flujo de  $P_p$  hasta el subsuelo en esta cobertura, la cual además de poseer tanto una baja  $D_a$ , como una alta  $K_{sat}$  y una buena proporción tanto de  $M$  y  $m$  (Tabla 6-18), se ve favorecida por una baja altura del precario ecosistema y por la ausencia de copas anchas de la vegetación que puedan generar pérdidas hidrológicas considerables por interceptación.

Esto debido a que cuentan con los porcentajes de microporosidad ( $m$ ) mayores (68.13% para el cultivo limpio y 62.09% para el rastrojo). Mientras que los pastos y el bosque fueron los que contaron con menos porcentaje de  $m$  respectivamente (56.20 y 32.22%).

## **6.6 Síntesis acerca de las propiedades físicas del suelo y su influencia en la escorrentía superficial e infiltración para las cuatro coberturas**

Según los resultados de los parámetros físicos evaluados para cada cobertura, se evidencia una fuerte alteración de la densidad real y aparente en la cobertura de pastos, la cual está asociada con reducción en la porosidad total, la macro y microporosidad que a su vez favorece la escorrentía superficial afecta la capacidad de infiltración (Gómez, 2011). En síntesis este manejo productivo que se le está dando a estos suelos está afectando en gran medida la capacidad de regulación hidrológica del suelo.

Los principales impactos los genera el pisoteo del ganado y la mecanización de las praderas y cultivos, lo que en síntesis refleja la baja capacidad de regulación hídrica que pueden proporcionar como alternativa de uso los pastos y cultivos limpios cuando se comparan con el bosque.



## 6.7 Flujos y pérdidas de suelo para las cuatro coberturas (Objetivo 4.2.4)

Los resultados experimentales obtenidos para establecer si existen diferencias en el flujo de sedimentos asociado al flujo de escorrentía superficial entre las diferentes coberturas vegetales evaluadas, se analizan en el apartado 6.7. En este se muestran los resultados obtenidos, además se discute acerca de la influencia del proceso de escorrentía superficial de agua lluvia en la generación de sedimentos. La metodología utilizada se describe en el apartado 5.2.4. El análisis y discusión de este proceso particular, está asociado a dar cumplimiento del objetivo específico 4.2.4, que pretende “Determinar la carga de sedimentos arrastrada por el flujo de escorrentía superficial para cada una de las coberturas vegetales propuestas”.

Al realizar el análisis de medidas repetidas para el flujo de sedimentos en la cuatro coberturas con el modelo simétrico compuesto, se pudo establecer que existen diferencias tanto en los flujos ( $p=0.0426$ ), como en los tiempos en los que se presentaron dichos flujos ( $p < 0.0001$ ) por cobertura, es decir el flujo de sedimentos en las coberturas vegetales evaluadas, no presentó el mismo patrón de flujo en los diferentes tiempos de monitoreo (Tabla 6-19).

**Tabla 6-19. Valores totales y promedio mensual de pérdidas de suelo para las cuatro coberturas.**

Cobertura	Bosque	Cultivo limpio	Pastos	Rastrojo
Total ( $\text{kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ )	10.63	315.27	10.43	37.22
Media ( $\text{kg ha}^{-1}\text{mes}^{-1}$ )	0.22 <sup>a</sup>	6.57 <sup>b</sup>	0.22 <sup>a</sup>	0.78 <sup>a</sup>
DT	0.18	6.84	0.22	10.43

Letras distintas en cada columna por flujo denotan diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) según el análisis de medidas repetidas.

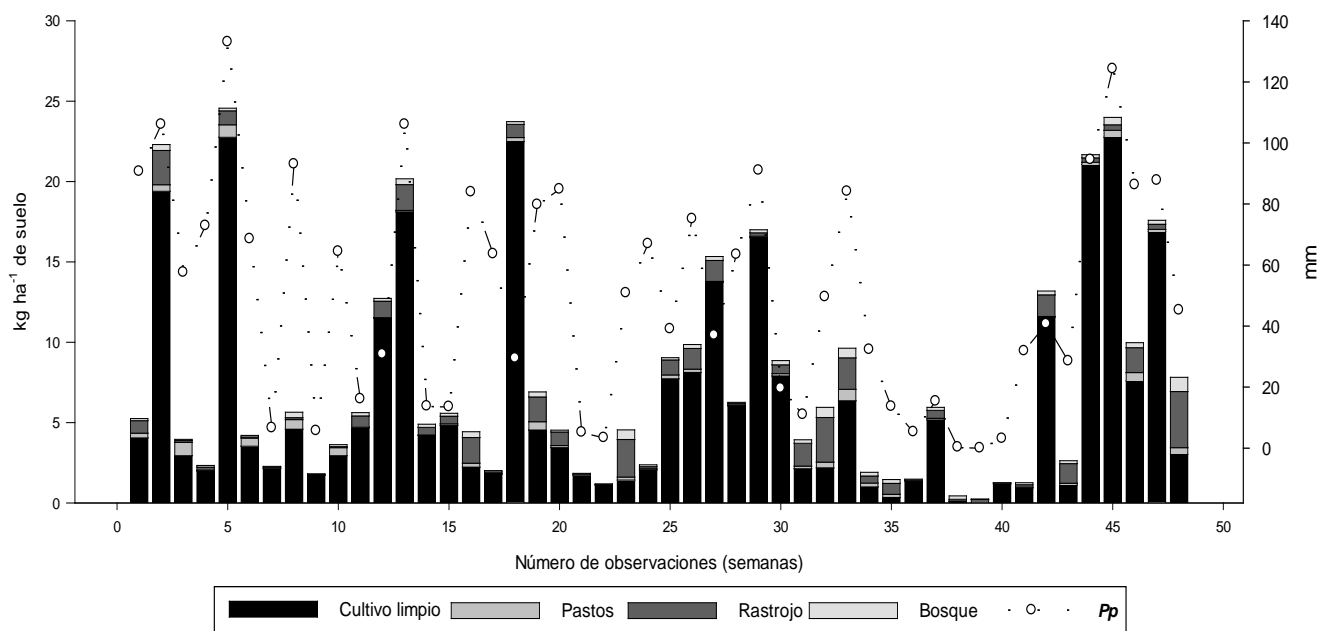
Las diferencias de pérdidas de suelo registradas durante el periodo de observación fueron máximas en el cultivo limpio, y mínimas en la cobertura de bosque (Tabla 6-19). En términos de regulación de las pérdidas de suelo las coberturas más eficientes fueron el pasto y el bosque, siendo estas pérdidas en ambas coberturas 30 veces menores que las registradas en el cultivo de papa, donde fueron máximas.

No obstante, las pérdidas de suelo aquí encontradas son bajas cuando se comparan con las de otros estudios. De acuerdo con Estrada *et al.*, (2003) en estudios realizados en la

Zona Andina (Perú, Bolivia Ecuador y Colombia), las pérdidas de suelo que se calcula se pueden considerar como naturales están en el orden de  $4\text{--}50\text{ kg ha}^{-1}\text{ año}^{-1}$ , adicionalmente concluyen que pérdidas superiores a este rango deterioraran el recurso suelo y generan problemas externos como sedimentación de las fuentes hídricas.

En la Figura 6-20 se observa la respuesta del flujo de sedimentos bajo las diferentes coberturas en los diferentes tiempos de monitoreo, en ella se aprecia como asociada a la *Pp* se encontró también el flujo de sedimentos, principalmente en el cultivo limpio.

**Figura 6-20. Evolución de la lámina de *Pp* y del flujo de sedimento asociado a *Es* para las cuatro coberturas evaluadas.**



Aunque la cobertura de pastos mostró altos valores de *Es*, y con ellos en teoría debería verse reflejado el mayor potencial de arrastre de partículas de suelo, la producción de sedimentos allí fue baja; esta situación se produce como resultado conjunto de la efectiva protección que ofrece el pasto contra el impacto directo de las gotas de lluvia al caer sobre la superficie del terreno que disminuye el efecto disgregador de las partículas de suelo, y de una pseudo-cohesión del suelo derivada de la compactación por pisoteo del ganado.

Si bien, se reporta que las pérdidas de suelo por escorrentía se relacionan con la interacción de diversos factores como: clima, relieve, cobertura vegetal y prácticas de manejo del sistema de cultivo, en un estudio realizado en Colombia por Bernal et al., (2008) se ha reportado que tales pérdidas estuvieron condicionadas esencialmente por los métodos de labranza. En parcelas en zonas de ladera con cultivos limpios (*Solanum tuberosum*), preparadas con labranza manual se encontraron las menores pérdida de suelo ( $2700 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ), contrario a la labranza mecánica ( $6000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ); mientras que la labranza mecánica combinada y la labranza con tracción animal presentaron valores intermedios de  $3700$  y  $5000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  respectivamente. Estos resultados presentan valores muy altos si se los compara con los acá encontrados (Tabla 6-19).

En otro estudio para cultivos de papa en Colombia, Alvarado Narváez (2011) reportó pérdidas de suelo por erosión hídrica en siete sistemas productivos diferentes durante un ciclo del cultivo (6 meses). Las mayores pérdidas ( $450.17 \text{ kg ha}^{-1}$  en promedio) se registraron para la labranza tradicional, fertilización química y fertilización orgánica, mientras que las menores pérdidas de suelo ( $164.55 \text{ kg ha}^{-1}$ ) se obtuvieron para el cultivo de papa con barreras de pasto brasileiro *Phalaris* sp., con labranza tradicional y aplicación de fertilización química).

De manera similar, los valores de pérdida de suelo aquí determinados fueron inferiores a los reportados por Posada y Galvis, (1996) en área rural del municipio de Medellín, quienes registraron pérdidas mínimas de suelo en una cobertura mixta rastrojo alto-pasto ( $101 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) y bajo plantación forestal ( $227 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ), mientras que en condiciones de suelo desnudo los valores eran de  $24 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ .

Las bajas pérdidas de suelo en el bosque se derivan entre otros factores, del efecto protector del mantillo contra el impacto de las gotas de lluvia mencionado, y del control efectivo de los flujos de escorrentía superficial por dicha capa de hojarasca y por el incremento del coeficiente de rugosidad del terreno (Ruiz et al. 2005). Adicionalmente, procesos como la infiltración de agua en el suelo, que contrarresta la *Es*, se ve favorecida, dados entre otros factores, especialmente aquellos asociados a los incrementos en materia orgánica por descomposición de los detritos y por la muerte y descomposición de las raíces finas; estos conducen al incremento de la porosidad del suelo, y al mejoramiento de su capacidad de almacenamiento de agua (León et al. 2011a).

## **6.8 Síntesis acerca de los flujos y pérdidas de suelo para las cuatro coberturas**

En este caso en particular se encontró que a pesar de la alta escorrentía superficial que se genera en los pastos, se presentaron bajos valores de flujo de sedimentos, esto debido principalmente a la cohesión que ha sufrido el suelo derivada de los procesos de compactación generado por el pisoteo del ganado. En la cobertura de cultivo limpio al haber remoción del suelo para las actividades de siembra, aporque y cosecha, se encontraron los mayores flujos de sedimentos, lo que en gran medida refleja la baja capacidad de retención del suelo que presenta esta cobertura.

Por su parte el bosque además de presentar los valores más bajos de escorrentía superficial, genero los menores valores de arrastre de sedimentos, esto en síntesis revela la importancia de este tipo de ecosistemas para controlar y regular el flujo de sedimentos asociados a la escorrentía superficial.



## **7. Conclusiones y recomendaciones**

### **7.1 Conclusiones**

En términos de regulación hídrica se evidenció en este estudio que las diferencias en la historia de uso de la tierra entre suelos taxonómicamente idénticos, dan lugar a diferentes propiedades físicas del suelo y diferencias en la regulación hídrica. Al respecto se requiere con urgencia un mayor número de investigaciones, que permitan separar los factores climáticos, edáficos, de vegetación y geológicos.

La cobertura que presentó la mayor eficiencia en términos de regulación hídrica fue el bosque, conforme se comprobó allí una redistribución del agua lluvia, que propicia un retardo temporal de la respuesta hidrológica al estímulo de lluvia por la intercepción de las copas, situación diferente a la que ocurre en las coberturas monoestratificadas como los cultivos o los pastos. Es más, fue en el bosque, donde se verificó un efectivo control de la escorrentía superficial, transformando tan solo el (0, 69 %) de la lluvia en flujo de escorrentía superficial. Comparativamente las pérdidas hidrológicas por este concepto fueron para el cultivo limpio, pastos y rastrojo de 22, 30 y 19 veces a las de bosque, respectivamente.

Adicionalmente la cobertura de pastos mostró una mínima capacidad de regulación hidrológica por concepto de escorrentía superficial, representando para este flujo casi el 20.8% del agua que llega vía precipitación incidente. Situación que se produce conjuntamente por el intenso pisoteo del ganado que incrementa la densidad aparente del suelo y disminuye la capacidad de infiltración, las frecuentes lluvias en la Cuenca, y las características físicas intrínsecas de estos suelos. Por otro lado, el cultivo limpio, con casi 14.8% de generación de escorrentía superficial, aunque inferior a los pastos, presupone asimismo una baja capacidad de regulación hidrológica, situación significativa conforme tales pérdidas no se producen en las condiciones topográficas más severas.

Asimismo fue el bosque la cobertura que mostró el mayor control de pérdidas hidrológicas por drenaje profundo, contrario a esto la menor regulación se verificó en la cobertura de rastrojo, seguida de la de pasto. Las pérdidas hidrológicas por drenaje profundo en la cobertura de bosque fueron 13 y 3 veces inferiores a las registradas en rastrojo y pastos, respectivamente. Aunque por drenaje profundo las pérdidas en el cultivo limpio no fueron más de dos veces superiores a las de bosque. En esta se observó un incremento notorio en las láminas obtenidas a esta profundidad posterior a la cosecha del tubérculo, que puede ser representativo entre tanto se deja descansar el suelo para la implantación de un nuevo potrero luego del cultivo, o mientras se deja el terreno para un nuevo ciclo.

Sin embargo diferentes autores afirman por otro lado, que la falta de datos hidrológicos básicos en las cuencas tropicales, ha generado incertidumbre en cuanto a cuál es la mejor opción de uso de la tierra para promover. En un estudio realizado por Locatelli y Vignola (2009) llegaron a la conclusión de que: (i) la presencia de cubierta forestal natural per se, no garantiza más flujos totales o flujos base, esto si se compara en gran parte con cuencas deforestadas y (ii) la reforestación no aumenta, ya sea flujos totales de agua o flujos de bases en el corto y mediano plazo; reconocen, además, que en la actualidad no se cuenta con suficientes datos de cuencas tropicales para aislar aún más, por ejemplo, los efectos de los factores geológicos y edáficos sobre la hidrología de la zona.

Definitivamente falta mucha evidencia experimental en los trópicos respecto al tema de regulación hídrica, sin embargo en un estudio de modelación realizado por Van der Weert (1994) en Indonesia, se sugiere insistentemente que los flujos de la estación seca, disminuyen rápidamente luego de un deterioro severo de la superficie, con usos agrícolas o pecuarios en el caso de suelos profundos con gran capacidad de almacenamiento. Esto si se compara con suelos más superficiales y poco profundos, que poseen poca capacidad de almacenar agua.

Como lo menciona Martínez et al, (2009), es indispensable ir más allá de las generalizaciones hidrológicas derivadas de situaciones experimentales, para abordar situaciones con cuencas en el "mundo real" que implican un mosaico de usos de la tierra que incluye los sistemas agrícolas y agroforestales, bosques primarios, secundarios y

plantados. Adicionalmente se hace necesario la definición clara sobre los usos del suelo y de la toma de decisiones en el contexto de la provisión de servicios de cuencas tropicales

Se pudo establecer en este estudio a nivel de la concentración de elementos generados en el bosque, que en el flujo de drenaje profundo se presentan bajos valores en las concentraciones de todos los nutrientes disueltos determinados en este estudio, lo que claramente indica una buena calidad del agua que integra la napa freática de estos suelos. Contrario a esta situación la cobertura de cultivo limpio, seguida de la de pastos fueron las que presentaron los mayores niveles de concentración de elementos disueltos al momento de su determinación, esto sin mencionar que todos los insumos que se utilizan para la producción agrícola, poseen algún grado de toxicidad y se pierden tanto por escorrentía superficial como por infiltración.

Fueron determinados valiosos ingresos de nutrientes a través de la lluvia, siendo en el caso de N, P,  $\text{PO}_4^{3-}$  y K representativos al compararlos con los reportados para otros sitios montanos, y de especial significado en el caso de las coberturas naturales dadas las condiciones de oligotrofia edáfica, no subsanadas por prácticas de fertilización antrópica.

La cobertura boscosa mostró un papel determinante en la captura de ingresos extras para el balance ecosistémico de nutrientes, y con ésta una alta eficiencia en términos de regulación del ciclo de nutrientes. Esto se produce conforme el dosel funciona como una trampa de aerosoles (deposición atmosférica), los que son posteriormente arrastrados por la lluvia hasta la superficie del terreno, representando ganancias para el sistema. Aunque los valores determinados experimentalmente pueden incluir los efectos del lavado o lixiviación foliar, se destacaron los ingresos extras de N, Ca y K en esta cobertura. En este caso falta información que permita relacionar tanto los flujos de nutrientes disueltos para todos los flujos, como con la intensidad y duración de distintos eventos de lluvia, esto para establecer de manera clara la respuesta de los nutrientes a diferentes niveles de precipitaciones.

La función ecosistémica de regulación hidrológica presenta un comportamiento análogo al de la regulación del ciclo de nutrientes, dado que los flujos o cantidades de nutrientes

en circulación se presentan como resultado del producto entre los volúmenes de los flujos hídricos y las concentraciones elementales correspondientes, de los cuales el factor de mayor preponderancia es el primero.

Igualmente el potencial de regulación de pérdida de nutrientes por escorrentía superficial fue mínimo nuevamente en la cobertura de pastos. Esta situación tiene especial significado sobre todo si las aguas cargadas de elementos, alcancen corrientes hidrológicas, cuerpos de agua, o áreas de drenaje imperfecto y/o nivel freático superficial, lo cual es comúnmente encontrado en la Cuenca. En esta cobertura también se verificaron las mayores pérdidas de elementos por drenaje profundo, con lo cual el riesgo de afectación de la calidad de las aguas subterráneas se incrementa.

El bosque, por el contrario, fue la cobertura que controló más eficientemente las pérdidas elementales de nutrientes tanto por escorrentía superficial como por drenaje profundo, destacándose así como la de mayor papel regulador de esta función ecosistémica.

Como se mencionó anteriormente existe una variación considerable, al comparar la calidad de las soluciones aéreas y edáficas de los ecosistemas montanos boscosos de varios países (Colombia, Venezuela, Costa Rica, Ecuador, Jamaica) y se ha comentado sobre la importancia de estos ecosistemas debido a que proporcionan una multitud de diferentes nichos ecológicos a pequeña escala. Por lo que hace indispensable que los procesos y funciones que allí se generan, se valoren de manera independiente y para cada tipo de ecosistema en particular.

Con relación a las pérdidas de suelo, el bosque fue además la cobertura con mayor capacidad de regulación, siendo éstas alrededor de 30 veces inferiores a las registradas en el cultivo de papa, que fue por el contrario, la cobertura de menor eficiencia.

En resumen, la dominancia que muestran en la Cuenca las coberturas de pastos y de cultivos limpios, y la adopción de la alternancia entre estos sistemas productivos de fuerte tradición cultural, plantean serias consecuencias en las funciones ecosistémicas de regulación hidrológica y del ciclo de nutrientes, esto por cuenta de los altos volúmenes que por escorrentía superficial son generados, adicionalmente las pérdidas significativas

de agua por drenaje profundo, y la alta cantidad de insumos agrícolas que son empleados por los productores.

Las pérdidas de nutrientes en el suelo por la escorrentía superficial en este caso, tiene efectos directos sobre la productividad, aunque ésta puede ser restituida en parte por la fertilización. Por el contrario, la degradación de las propiedades físicas es irreversible (Ruppenthal, 1995) Tales propiedades se pueden estar perdiendo por actividades intensivas como la ganadería en esta zona.

En este caso se pudo establecer que en los pastos se presentan altas pérdida de nutrientes, tanto por vía *Es*, como por infiltración en el *Dp*, adicionalmente se ha presentado una fuerte alteración de las propiedades físicas del suelo, lo que en síntesis no solo lleva a la degradación del suelo, sino que además afecta la napa freática. La circulación de partículas de suelo y su posterior arrastre por el flujo de escorrentía superficial, se presentan como un factor negativo en el cultivo limpio en términos de la regulación de la función ecosistémica de control de las pérdidas de suelo.

Es claro que se requiere el perfeccionamiento de técnicas que permitan estimar con mayor precisión tanto el comportamiento de los flujos hídricos aéreos, como el de los flujos que circulan en el suelo, además de incrementar los tiempos de monitoreo y el número de observaciones para cada proceso, esto con el fin de establecer con mayor claridad el efecto que puede tener los diferentes eventos de lluvia cuando interactúan con distintas coberturas vegetales.

En síntesis de manera integral, lo que se pudo concluir con este trabajo es que la cobertura de bosque mostró la mayor eficiencia en términos de las funciones ecosistémicas de regulación aquí estudiadas. Esta cobertura cumple un papel vital tanto en la atenuación de diferentes eventos de lluvia, como en la reducción del flujo de *Es* y de sedimentos, inclusive en los periodos en los que se presentan precipitaciones medias mensuales atípicas con eventos como la oscilación ENSO. Adicionalmente el bosque a nivel de las propiedades físicas del suelo, facilita la infiltración del agua proveniente de la *Pp*, la que en gran medida favorecerá la recarga tanto de los acuíferos, como del flujo base de las cuencas.

Por el contrario fue la cobertura de pastos la que más baja capacidad mostró para regular tanto la  $Pp$ , como el flujo de  $Es$ , así mismo la circulación de los nutrientes disueltos en dichos flujos. Adicionalmente en los pastos se evidenció una fuerte alteración en las propiedades físicas de los suelos, por lo que con esta cobertura se puede ver afectada tanto la disponibilidad como la calidad del agua para los ecosistemas y para el hombre. En este caso para la cuenca acá estudiada existe el riesgo de afectación la regulación hídrica y de nutrientes, debido a que el 67% del área en la cuenca se encuentra bajo este tipo de sistema productivo.

## 7.2 Recomendaciones

En este caso como lo han recomendado algunos autores (Bigelow, 2001; Van Dijk & Bruijnzeel, 2001; Van Dijk, 2002; Bruijnzeel, 2004), se requiere entender mejor el comportamiento de los procesos físicos y químicos en los suelos y se hace necesario desarrollar y utilizar modelos hidrológicos, que sean capaces de representar los complejos mecanismos de retroalimentación entre el clima, vegetación y suelo. Además que consideran el comportamiento dinámico del suelo, esto teniendo en cuenta que los suelos no son un cuerpo rígido y que esta variabilidad puede influir significativamente en la disponibilidad de agua y de nutrientes, principalmente en el caudal base de los ríos y fuentes de agua, todo esto con miras al manejo y ordenación del territorio.

Se requieren más estudios que permitan determinar de manera clara los cambios que se pueden presentar en la prestación continua de los servicios ecosistémicos de regulación, por la adopción de diferentes sistemas productivos en reemplazo de los bosques naturales, esto con miras a la planificación y la gestión estratégica de los recursos hidrológicos a nivel de cuenca bajo condiciones cambiantes, en síntesis el aporte de cada cobertura en los patrones de oferta y demanda del recurso hídrico.





## Bibliografía

- Agustín M, Pérez-Batallón P, Mactas F, (2004). Responses of soil organic matter and greenhouse gas fluxes to soil management and land use changes in a humid temperate region of southern Europe. *Soil Biology & Biochemistry*, 36(6):pp. 917-925.
- Alvarado A., Bertsch, F., Bornemisza, E., Cabalceta, G., Forsythe, W., Henríquez, C., Mata R.A., Molina, E. & Salas, R. (2001). *Suelos derivados de cenizas volcánicas (Andisoles) de Costa Rica*. San José, Costa Rica: Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo y Centro de Investigaciones Agronómicas/Universidad de Costa Rica. 111 p.
- Alvarado, A. & Forsythe, W. (2005). Variación de la densidad aparente en órdenes de suelos de costa rica. *Agronomía Costarricense*, 29(1), pp. 85-94.
- Alvarado Narváez, K., López Peñafiel, V., & Castillo Franco, J. (2011). Pérdida de suelo por erosión hídrica en diferentes sistemas de producción con papa *Solanum tuberosum* L. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 28 (1), pp. 64 - 72
- Ataroff, M., & Rada, F. (2000). Deforestation impact on water dynamics in a Venezuelan Andean cloud forest. *Ambio* 29(7), pp. 440-444.
- Barreto, L.H. & León, J.D. (2005). Masa total y contenido de nutrientes en raíces finas de ecosistemas forestales (*Pinus patula* Schltdl y Cham., *Cupressus lusitanica* Mill. y *Quercus humboldtii* Bonpl.) de Piedras Blancas, Antioquia-Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, 58(2), pp. 2907-2929.
- Bernal, N., Montealegre, G., Ipaz, S., Chaparro Anaya, O., & Ramírez, L. (2008). Efecto de cuatro métodos de labranza sobre las propiedades físicas y la pérdida de suelo en la rotación papa-pastos en áreas de ladera en una región alto andina de Colombia. *Acta Agronómica*, 57 (1), pp. 35-42.
- Berhe AA, Harden JW, Harte J, Torn MS. (2005). Soil degradation and global change: Role of soil erosion and deposition in carbon sequestration University of California International and Area Studies. UC Berkeley: 22 p.
- Beven, K. & German, P., (1981). Water flow in soil macropores, 2. A combined flow model. *Journal of Soil Science*. 32 (1), pp. 15-29.

- Bigelow, S., (2001). Evapotranspiration modelled from stands of three broad-leaved tropical trees in Costa Rica. *Hydrology Process*, 15(14), pp. 2779–2796.
- Botta, G., Jorajuria, D., Rosatto, H., Spain, H. & Ferrero, C. (2003). Perfil de la compactación producida por el tráfico en un suelo bajo siembra directa. *Agrociencia*, 19(2), pp.107-113.
- Bormann, H., & Klaassen, K. (2008). Seasonal and land use dependent variability of soil hydraulic and soil hydrological properties of two German soils. *Geoderma* 145(3-4), 295–302.
- Bruijnzeel, L. A. (1990). *Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review*. Amsterdam. UNESCO International Hydrological Programme.
- Bruijnzeel LA. (1991). Nutrient input—output budgets for tropical forest ecosystems: a review. *Journal of Tropical Ecology* 7: pp.1–24.
- Bruijnzeel, L.A. (2002). Hydrology of tropical montane cloud forests: a reassessment. In: Gladwell, J.S. (Ed.), *Proceedings of the Second International Colloquium on Hydrology and Water Management of the Humid Tropics* (353–383). Paris: UNESCO.
- Bruijnzeel, L. A., (2001). Hydrology of tropical montane cloud forests: a reassessment. *Land Use Water Resources Resources*, 1(1.1–1.18), s.p.
- Bruijnzeel, L. A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(1), pp. 185–228. doi:10.1016/j.agee.2004.01.015
- Bruijnzeel, L. A., (2005). Tropical montane cloud forest: a unique hydrological case. In: Bonell, M., Bruijnzeel, L.A. (Eds.), *Forests, Water and People in the Humid Tropics: Past, Present and Future Hydrological Research for Integrated Land and Water Management*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, pp. 462–489.
- Bruijnzeel, L.A., Proctor, J., (1995). Hydrology and biogeochemistry of tropical montane cloud forests: what do we really know? In: Hamilton, L.S., Juvik, J.O., Scatena, F.N. (Eds.), *Tropical Montane Cloud Forests* [Ecological Studies](#) 110, pp. 38–78.
- Calder, I.R., Wright, I.R., Murdiyarso, D., (1986). A study of evaporation from tropical rainforest West Java. *Journal of Hydrology* 89, pp. 13–31.
- Carlyle, D. E. (2004). Throughfall, stemflow, and canopy interception loss fluxes in a semi-arid Sierra Madre Oriental matorral community. *Journal of Arid Environments*, 58(2), pp.181-202.

- Cavelier, J., Jaramillo, M., Solis, D. & de León, D. (1997). Water balance and nutrient inputs in bulk precipitation in tropical montane cloud forest in Panama. *Journal of Hydrology*, 193 (1–4), pp. 83–96.
- Cavelier, J. & Vargas., G. (2002). Procesos hidrológicos. Ecología y conservación de bosques tropicales. En: Guariguata, M. y G. Kattan (eds.). Ecología y conservación de bosques tropicales (145-165). Cartago, Costa Rica: Libro universitario regional.
- Clark, K. L., Nadkarni, N. M., Schaefer, D. D., & Gholz, H. L. (1998). Cloud water and precipitation chemistry in a tropical montane forest, Monteverde, Costa Rica. *Atmospheric Environment*, 32(9), pp. 1995-1603.
- Crockford R.H, & Richardson D.P. (2000). Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: effect of forest type, ground cover and climate. *HYDROLOGICAL PROCESSES* 14, pp. 2903-2920.
- Cuevas Becerra, José. (2006). Efecto de la Materia Orgánica y el Manejo Sobre la Hidrofobicidad de Suelos Volcánicos. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 6(2), pp. 13-27. Recuperado de [http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0718-27912006000200002&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-27912006000200002&lng=es&tlng=es). 10.4067/S0718-27912006000200002.
- De las Salas, G. & García Olmos, C. (2000). Balance hídrico bajo tres coberturas vegetales contrastantes en la cuenca del río San Cristóbal, Bogotá. *Revista Académica Colombiana de Ciencias*, 24(91), pp. 205-218.
- De Groot, R.S., Wilson, M. & Boumans, R., (2002). A typology for the description, classification and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41 (3), pp. 393–408.
- Dekker. L.; Doerr, S.; Oostindie, K.; Ziogas, A. y Ritsema, C. (2001). Water repellency and critical soil water content in a dune sand. *Soil Science Society of America Journal*, 65(6), pp. 1667-1674.
- Dorner, J., Dorota D., Xinhua, P. & Horn, R., (2009). Efecto del cambio de uso en la estabilidad de la estructura y la función de los poros de un Andisol (Typic Hapludand) del sur de Chile. *Revista de la ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 9(3), pp.190-209.
- Ellies, A., Horn, R. & Smith, R. (2000). Effect of management of a volcanic ash soil on structural properties. *International Agrophysics*, 14(4), pp. 377–384.
- Ellis, E. y Ramankutty, N. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, pp. 439–447.
- Ellis, E. 2011. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere *Phil. Trans. R. Soc. A*. 369 (1938) pp. 1010-1035.

Elke H., Rainer W., and Otte, A. (2004) Analysing land-cover changes in relation to environmental variables in Hesse, Germany Department of Landscape Ecology and Landscape Planning, Justus-Liebig-University of Giessen, IFZ. 19 pp. 473-489

Estrada, R., Girón, E. & Pernet, X. (2003). Como incorporar la depredación de los recursos naturales en las cuentas Nacionales. Una primera aproximación basada en la experiencia de CONESAN en los análisis de Unidades de Respuesta Hidrológica (URH) (1-11). Congreso Latinoamericano de Cuencas Hidrográficas. Arequipa Perú.

Etter, A., McAlpine, C., Wilson, K., Phinn, S. & Possingham, H. (2006). Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114(2-4), pp. 369-386

Fassbender, H.W. & Grimm, U. (1981). Ciclos biogeoquímicos en un ecosistema forestal de los Andes Occidentales de Venezuela. *Turrialba (IICA)*, 31(2), pp. 101-108.

Foley, J., DeFries, R., Asner, G., Barford, C. & Bonan G, 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: pp. 570–574.

Flores, I, 2010. La deforestación y su influencia en los caudales. Escuela Militar de Ingeniería U.A. Santa Cruz. Disponible en Internet: <http://www.emi.edu.bo/documentos/revistas/Flores.pdf>

Flores, L.; Alcalá, J. (2010). *Manual de procedimientos analíticos. Laboratorio de Física de Suelos*. México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología, Departamento de Edafología. 56 p.

Frahm, J.-P., Gradstein, S.R., (1991). An altitudinal zonation of tropical rain forests using bryophytes. *Journal of Biogeography* 18, pp- 669–678.

Fu Bojie, Ma Keming, Zhou Huafeng et al., (1999). The effect of land use structure on the distribution of soil nutrients in the hilly area of the Loess Plateau, China. *Chinese Science Bulletin*, 44(8): pp. 732-736.

Fu Bojie, Liu Shiliang, Lu Yihe et al., (2003). Comparing the soil quality changes of different land uses determined by two quantitative methods. *Journal of Environmental Sciences*, 15(2): pp. 167-172.

Galvis, C., Posada, H. 1996 Estudio preliminar de la producción de sedimentos bajo diferentes coberturas vegetales. Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. Tesis de Grado. 77 p.

García-Oliva, F., Sveshtarova, B. & Oliva, M. (2003). Seasonal effects on soil organic carbon dynamic in a tropical deciduous forest ecosystem in western Mexico. *Tropical Ecology*, 19(2), pp.179-188.

- Gemma D, Giovanni P, Mafia G, (2003). Land use change effects on abandoned terraced soils in a Mediterranean catchment, NE Spain. *Catena*, 52(1): pp, 23-37.
- Gentry, A.H. & Dodson, D. (1987). Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. *Biotropica*, 19(2), pp. 149–156.
- Goldman, R., Benitez, S., Calvache, A., Davidson, S., Ennaanay, D., Davidson, S., Mckenzie, E. & Tallis H. (2010). Linking People and Nature through Watershed Conservation in the East Cauca Valley, Colombia. In: *Natural Capital Project Colombia Case for TEEB*. Recuperado de: [http://www.naturalcapitalproject.org/pubs/NatCap\\_Colombia\\_Water\\_Fund\\_Demonstration\\_TEEB\\_2010.pdf](http://www.naturalcapitalproject.org/pubs/NatCap_Colombia_Water_Fund_Demonstration_TEEB_2010.pdf).
- Gómez, K. (2011). *Incidencia de la compactación ocasionada por el tractor en las propiedades físicas en un Andisol*. (Tesis de maestría en Ingeniería Agrícola, Universidad Nacional de Colombia Facultad de Ingeniería Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola). Recuperado de: <http://www.bdigital.unal.edu.co/6417/1/822133.2011.pdf>
- Gómez-Peralta, D., Oberbauer, S., McClain, M., Philippi, T. (2008). Rainfall and cloud-water interception in tropical montane forests in the eastern Andes of Central Peru. *Forest Ecology and Management*, 255(3-4), pp. 1315–1325
- Grimm U., Fassbender, H.; W.; Ciclos Biogeoquímicos en Ecosistemas Forestales de los Andes Occidentales de Venezuela (1981). III Ciclo Hidrológico y Translocación de algunos Elementos Químicos con el Agua. Turrialba Volumen 31 N°2 pp 89-99
- Guariguata, M.R. & G.H. Kattan, eds. (2002). *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. Libro Universitario Regional. Editorial Tecnológica de Costa Rica. Cartago. 691 p.
- Hafkenscheid RLLJ. (2000). Hydrology and biogeochemistry of tropical montane rain forests of contrasting stature in the Blue Mountains, Jamaica. PhD thesis, Free University of Amsterdam 315 p.
- Hamilton, L.S., King, P.N., (1983). *Tropical Forested Watersheds. Hydrologic and Soils Response to Major Uses or Conversions*. Westview Press, Boulder, CO, 168 p.
- Hartanto, H. Prabhu, R., Widayat, A. S. E., Asdak, C., (2003). Factors affecting runoff and soil erosion: plot-level soil loss monitoring for assessing sustainability of forest management. *Forest Ecology and Management* 180(1-3) pp. 361-374.
- Heath, J. A., & Huebert, B. J. (1999). Cloudwater deposition as a source of fixed nitrogen in a Hawaiian montane forest. *Biogeochemistry*, 44(2), pp. 119-134.

- Hedin LO, Armesto JJ, Jonhson AH. (1995). Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: Evaluation of biogeochemical theory. *Ecology* 76: pp. 493–509.
- Heijs, A. W. J.; C. J. Ritsema & L. W. Dekker. (1996). Three-dimensional visualization of preferential flow patterns in two soils. *Geoderma* 70 (2-4), pp. 101-116.
- Henderson, A., Churchill, S.P. & Luteyn, J.L. (1991). Neotropical plant diversity. *Nature*, 351 pp.21–22 s.p. doi:10.1038/351021e0
- Hofstede, R.G.M., Wolf, J., Benzing, D.H., (1993). Epiphytic biomass and nutrient status of a Colombian Upper Montane Rain Forest. *Selbyana* 14, pp. 37–45.
- Holder, C. (2004). Rainfall interception and fog precipitation in a tropical montane cloud forest of Guatemala. *Forest Ecology and Management*, 190(2-3), pp. 373-384.
- Holdridge, L. R. (1987) *Ecología basada en zonas de vida*. San José, Costa Rica: IICA, 1987. 216 p.
- Hölscher, D. D., Mackensen, J. J., & Roberts, J. M. (2004). Forest recovery in the humid tropics: changes in vegetation structure, nutrient pools and the hydrological cycle. In: *Forests, Water and People in the Humid Tropics* (598-621). Cambridge: Cambridge University Press.
- Hornung M. 1990. Nutrient losses from ecosystems. In *Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems: Field Methods, Application and Interpretation*, Harrison AF, Ineson P, Heal OW (eds). Elsevier Applied Science: New York; pp 75–79.
- Hundecha Y, B~irdossy A, (2004). Modeling of the effect of land use changes on the runoff generation of a river basin through parameter regionalization of a watershed model. *Journal of Hydrology*, 292(1-4):pp. 281-295.
- Huygens, D., Boeckx, P., Van Cleemput, O., Oyarzun, C., Godoy, R., (2005). Aggregate and soil organic carbons dynamics in South Chilean Andisols. *Biogeosciences* 2, 159–174.
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi. IGAC (1979). *Estudio de suelos del Departamento de Antioquia*. Bogotá. 1557 p.
- Jaramillo, J. D. F. (1992). *Relación entre la acumulación de acículas (litter) de Pinus patula y la hidrofobicidad en algunos Andisoles de Antioquia*. (Tesis Magister en Suelos y Aguas. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Palmira). 95 p.
- Jaramillo, J. D. F. (2002). *Introducción a la Ciencia del Suelo*. [Libro en CD-ROM]. 1a ed. Universidad Nacional de Colombia. Medellín.

- Jaramillo, J.D.F. (2004). *Repelencia al agua en suelos: con énfasis en andisoles de Antioquia*. Medellín: Universidad Nacional de Colombia. 197 p.
- Jetten, V.G., (1996). Interception of tropical rain forest: performance of a canopy water balance model. *Hydrological Processes* 10, pp. 671–685.
- Kaurichev, I. S. (1984). *Prácticas de edafología*. 1ª. Ed. en español. Ed. Mir. Moscú. 280 p.
- Klute, A. (1986). *Methods of soil analysis. Part 1 – Physical and mineralogical methods*. SSSA Book Series No. 5. Madison: SSSA and ASA.
- Köhler, L., Tobón, C., Arnoud Frumau, K.F. & Bruijnzeel, L.A. (2007). Biomass and water storage dynamics of epiphytes in old-growth and secondary montane cloud forest stands in Costa Rica. *Plant Ecology* 193(2), pp. 171-184.
- C. Kosmas, N. Danalatos, L.H. Cammeraat, M. Chabart, J. Diamantopoulos, R. Farand, L. Gutierrez, A. Jacob, H. Marques, J. Martinez-Fernandez, A. Mizara, N. Moustakas, J.M. Nicolau, C. Oliveros, G. Pinna, R. Puddu, J. Puigdefabregas, M. Roxo, A. Simao, G. Stamou, N. Tomasi, D. Usai, A. Vacca (1997), The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions, *CATENA*, 29(1) pp. 45-59.
- Kutílek, M., Jendele, L., & Panayiotopoulos, K.P. (2006). The influence of uniaxial compression upon pore size distribution in bi-modal soils. *Soil and Tillage Research* 86(1), pp. 27–37.
- Lautenbach S., Kugel C., Lausch A. & Seppelt R., (2011). Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data. *Journal Ecological Indicators*. Elsevier. 11(2) pp. 676–687.
- León, J. D., González, M. I., & Gallardo, J. F. (2011). Ciclos biogeoquímicos en bosques naturales y plantaciones de coníferas en ecosistemas de alta montaña de Colombia. *Revista Biología Tropical* 59(4), pp. 1883-1894.
- León, J. D., González Hernández, M., & Gallardo Lancho, J.F. (2011a). Distribución del Agua Lluvia en Tres Bosques Altoandinos de la Cordillera Central de Antioquia, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Universidad Nacional de Colombia, Medellín*, 63 (1): pp. 5319-5336
- Levia, D. F., Carlyle-Moses, D., & Tanaka, T. (2011). *Forest Hydrology and Biogeochemistry: Synthesis of Past Research and Future* Dordrecht: Springer Netherlands.
- Leuschner, C., & Moser, G. (2008). Carbon allocation and productivity in tropical mountain forests. En: S.R. Grandstein, J. Homeier & D. Gansert (eds.). *The tropical*

- montane forest. Patterns and processes in a biodiversity hotspot Göttingen Centre for Biodiversity and Ecology, Universitätsverlag Göttingen. pp. 109-128.
- Likens, G.E., Lambert, K.F. (1998). The importance of long-term data in addressing regional environmental issues. *Northeastern Naturalist*, 5(2), pp.127–136
- Likens GE, Bormann FH. (1974). Acid rain: a serious regional environmental problems. *Science* 184: pp. 1176–1179.
- Liu, W., Fox, E.D. & Xu, Z. (2002). Biomass and nutrient accumulation in montane evergreen broadleaved forest (*Lithocarpus xylocarpus* type) in Ailao mountains. *Forest Ecology and Management*, 158(1-3), pp. 223-235.
- Lloyd, C.R., Gash, J.H.C., Shuttleworth, W.J., Marques Filho, A. de O., (1988). The measurement and modelling of rainfall interception by Amazonian rainforest. *Agriculture and Forest Meteorology* 43, pp.277–294.
- Locatelli, B., Vignola, R., (2009). Managing watershed services of tropical forests and plantations: can meta-analyses help? *Forest Ecology and Management* 258, pp.1864–1870.
- Londoño Álvarez, A., Montoya Gómez Diana, C., León Peláez Juan, D., & González Hernández María, I. (2007). Ciclaje y pérdida de nutrientes del suelo en bosques altoandinos de Antioquia, Colombia. Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. 60(1) pp 3717-3734
- Mahe G, Paturel J E, Servat E. Conway D, Dezetterb A., (2005). The impact of land use change on soil water holding capacity and fiver flow modelling in the Nakambe River, Burkina-Faso. *Journal of Hydrology*, 300(1-4): pp. 33-43.
- Malmer, A. (1996). Hydrological effects and nutrient losses of forest plantation establishment in tropical rain forest land in Sabah, Malaysia. *Journal of Hydrology*, 174(1-2), pp. 126-148.
- Martínez, L. & Zinck, J. (2004). Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. *Soil & Tillage Research*, 75 (1), pp. 3–17.
- Marques R, Ranger J, Gelhaye D, Pollier B, Ponette Q, Goedert O. (1996). Comparison of chemical composition of soil solutions collected by zero-tension plate lysimeters with those from ceramic cup lysimeters in a forest soil. *European Journal of Soil Science* 47: pp. 407–417.
- Marques R, Ranger J, Villette S, Granier A. (1997). Nutrient dynamics in chronosequence of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) stands on the Beaujolais Mounts (France). 2: quantitative approach. *Forest Ecology and Management* 92: pp. 167–197.



- Martínez, M., Pérez-Maqueo, O., Vázquez, G., Castillo-Campos, G., García-Franco, J., Mehlreter, K., & Landgrave, R. (2009) Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *Forest Ecology and Management*, 258(9), pp. 1856-1863
- McDowell WH. 1998. Internal nutrient fluxes in a Puerto Rican rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 14: pp. 521–536.
- Mejía, L. (1983). *Pedología descriptiva*. Bogotá: Centro Interamericano de Fotointerpretación CIAF. 176 p.
- Meza-Pérez, E., & Geissert-Kientz, D. (2006). Estabilidad de estructura en Andisoles de uso forestal y cultivado. *Terra Latinoamericana*, 24(2), pp.163-170
- McGregor, D. (1980). An investigation of soil erosion in the Colombian rain forest zone. *Catena*, 7(4), pp. 265-273.
- McDonald, M. A., Healey, J. R., & Stevens, P. A. (2002). The effects of secondary forest clearance and subsequent land-use on erosion losses and soil properties in the Blue Mountains of Jamaica. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 92(1), pp. 1-19.
- Millennium Ecosystem Assessment, (2005). *Ecosystems and Human Well-being: synthesis*. Island Press, Washington, DC. 155 p
- Montagnini, F.; Jordan, C. F (2002). Reciclaje de nutrientes. In: Guariguata, M. R.; KATTAN, G. H. (Eds.). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Cartago: Ediciones LUR., pp. 167-191
- Morell, I. (1996). *La zona no saturada. Métodos de estudio e importancia hidrológica*. IV Simposio sobre el Agua en Andalucía. 1, pp. 11 - 34
- Moreno, M. G. (1994). *Balances de agua y nutrientes en Rebollares (Quercus pirenaica Willd.) de la vertiente Salmantina de la Sierra de Gata*. (Tesis Doctoral, Universidad de Salamanca). 470 p
- Moreno, G., Gallardo, J.F., Ingelmo, F., Cuadrado, S. & Hernández, J. (1996). Soil water budget in four *Quercus pyrenaica* forest across a rainfall gradient. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 10(1), pp. 65-84.
- Moreno, G., Gallardo, J.F. & Bussotti, F. (2001). Canopy modification of atmospheric deposition in Oligotrophic *Quercus pirenaica* forests of an unpolluted region (Central Western Spain). *Forest Ecology and Management*, 149(1-3), pp. 47-60
- Muñoz-Villers, L. E., & McDonnell, J.J. (2013). Land use change effects on runoff generation in a humid tropical montane cloud forest region. *Hydrology & Earth System Sciences*, 17(9), pp 3543. doi:10.5194/hess-17-3543-2013

- Muoghalu, J.I. 2003. Contributions of throughfall, stemflow and litterfall to nutrient cycling in a secondary lowland rain forest in Ile-Ife, Nigeria. *Journal of Tropical Forest Science* 15: pp. 399-410.
- Nadkarni, N.M., (1984). Epiphyte biomass and nutrient capital of a neotropic elfin forest. *Biotropica* 16, pp. 249–256.
- Orrego, S. A. (2009). Economic modeling of tropical deforestation in Antioquia (Colombia), 1980-2000: an analysis at a semi-fine scale with spatially explicit data. Oregon State University, USA. 137 p
- Oyarzun CE, Godoy R, Sepulveda A. (1998). Water and nutrient fluxes in cool temperate rainforest at the Cordillera de la Costa in southern Chile. *Hydrological Processes* 12: pp. 1067–1077.
- Parker, G.G. (1983). Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. *Advances in Ecological Research*, 13, pp. 57-133.
- Pereira, H.C., (1989). Policy and Practice of Water Management in Tropical Areas. Westview Press, Boulder, CO. 237 p.
- Poócs, T., (1980). The epiphytic biomass and its effect on the water balance of two rain forest types in the Uluguru Mountains (Tanzania, East Africa). *Acta Botanica Hungarica* 26, pp. 143–167.
- Poels, R.L.H. (1987). *Soils, Water and Nutrients in a Forest Ecosystem in Suriname*. Wageningen, Netherlands: Agricultural University. .253 p
- Posada, H.D., Galvis, C.M. (1996). *Estudio preliminar de la producción de sedimentos bajo diferentes coberturas vegetales*. (Tesis de pregrado Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín). 77 p.
- Rollenbeck R (2010) Global sources – local impacts: natural and anthropogenic matter deposition in the Andes of Ecuador. *GEO- ÖKÖ* 31: pp. 5–27
- Ruiz, O., Suescún J., Acosta J., León Peláez. J.D. (2005). Escorrentía superficial en bosques montanos naturales y plantados de Piedras Blancas, Antioquia (Colombia). *Revista Facultad Nacional de Agronomía, Medellín*, 58(1), pp. 2635-2649.
- Ruppenthal, M. (1995). Soil conservation in andean cropping systems. In: *Soil erosion and crop productivity in traditional and forage - legume based cassava cropping systems in the South Colombian Andes*. Margraf Verlag, Weikersheim, Alemania. 110p.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. and Margules, C.R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: pp. 18–32.

- Schrumpf, M., Axmacher, J. C., Zech, W., Lehmann, J., & Lyaruu, H. C. (2007). Long-term effects of rainforest disturbance on the nutrient composition of throughfall, organic layer percolate and soil solution at Mt. Kilimanjaro. *The Science of the Total Environment*, 376(1-3), pp. 241- 254. doi:10.1016/j.scitotenv.2007.01.07
- Sharma P, Rai S C, Sharma R et al., (2004). Effects of land-use change on soil microbial C, N and P in a Himalayan watershed. *Pedobiologia*, 48 (1): pp.83-92.
- Steinhardt, U. (1979). *Untersuchungen über den Wasser- und Nährstoffhaushalt eines andinen Wolkenwaldes in Venezuela*. Göttingen : Selbstverl. der Anstalten für Bodenkunde der Universität. 182 p.
- Tanner, E.V.J., 1980. Studies on the biomass and productivity in a series of montane rain forests in Jamaica. *Journal of Ecology* 68, 573–588.
- United States Department of Agriculture (USDA) Soil Survey Staff. (2003). *Keys to soil taxonomy*. 9th edition. Washington, DC: Natural Resources Conservation Service, USDA. 332 p.
- United States Department of Agriculture (USDA) Soil Survey Staff. (2010). *Keys to soil taxonomy*. 9th edition. Washington, DC, Natural Resources Conservation Service, USDA. 332 pp.
- Valdiya, K.S., Bartarya, S.K., (1989). Diminishing discharges of mountain springs in a part of the Kumaun Himalaya. *Currently Science*. (India) 58, pp. 417–426.
- Van Dijk, A.I.J.M., (2002). *Water and sediment dynamics in bench-terraced agricultural steepplands in West Java, Indonesia*. (Ph.D. Thesis. Vrije Universiteit, Amsterdam, The Netherlands). 363 p.
- Van Dijk, A.I.J.M., & Bruijnzeel, L.A., (2001). Modelling rainfall interception by vegetation of variable density using an adapted analytical model. Part 1. Model description. *Journal of Hydrology*, 247(3-4), pp. 230–238.
- Van der Weert, R., (1994). *Hydrological Conditions in Indonesia*. Jakarta, Indonesia: Delft Hydraulics. 72 p.
- Vanegas, V. H. (2003). *Efecto de la temperatura de secado de Andisoles bajo dos coberturas vegetales sobre el grado de hidrofobicidad que desarrollan*. (Tesis Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Colombia, Medellín). 61 p.
- Velásquez, L., 1986. Metodología Para el Estudio de Comparación de los efectos de Diferentes Coberturas Vegetales en Microcuencas. Universidad Nacional de Colombia -Sede Medellín. Tesis de Grado. 115 p.

- Veneklaas, E. & Van EK., R. (1990). Rainfall interception in two tropical montane rain forest. *Hydrological Processes*, 4(4), pp. 311-326.
- Vitousek P. M., Sanford, Jr R. L., 1986 Nutrient Cycling In Moist Tropical Forest Department of Biological Sciences, Stanford University, Stanford, California 17. pp. 137-167
- Voigt, G. K. (1980). Acid precipitation and soil buffering capacity. In: Drablos, D, and Tollan, A. (Ed.). *Proceedings of the International Conference on the Ecological Impact of Acid Precipitation* (53-57). Sandefjord, Norway.
- Watnaprateep, P. (1984). Hydrometereological researches/practices relating watershed management in Thailand. In: Saplaco, S. & Gadup, M.A (Ed.). *Proceedings of the workshop on standarization of guidelines for Watershed management approaches and reseaches in the ASEAN-US Wathershed project* (43-51). Laguna Philipines.
- Waring RH, Schlesinger WH. (1985). Forest Ecosystems Concepts and Management. Academic Press: New York; 340 p.
- Whitmore, T.C. (1998). An introduction to tropical rain forest. Clarendon: Oxford University Press. 282 p.
- Wilcke, W.; Yasin, S.; Fleischbein, K.; Goller, R.; Boy, J.; Knuth, J.; Valarezo, C. & Zech, W. (2008a). Nutrient Status and Fluxes at the Field and Catchment Scale. In: Beck, Erwin; Bendix, Jörg; Kottke, Ingrid; Makeschin, Franz; Mosandl, Reinhard (Ed), *Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador (Ecological Studies198)* (203-215). Berlin Heidelberg: Springer.
- Wilcke, W., Guenter, S., Alt, F., Geissler, C., Boy, J., Knuth, J., & Mosandl, R. (2008b). Response of water and nutrient fluxes to improvement fellings in a tropical montane forest in Ecuador. *Forest Ecology and Management*, 257(4), pp. 1292-1304.
- Zalidis G, Stamatiadis S, Takavakoglou Vet al., (2002). Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 88(2): pp. 137-146.
- Zech, W., Wilcke, W., Valarezo, C. (1999). *Influencia del uso de la Tierra en las Propiedades del Suelo en los flujos de Agua y de Elementos en los Bosques Montañosos del Ecuador del Sur*. Quito, Ecuador: Investigación Científica del Instituto Ecuatoriano Forestal de Áreas Naturales y Vida Silvestre (INEAF). 57p.
- Zheng Fenli, Merrill S D, Huang Chihua et al.,(2004). Runoff, soil erosion, and erodibility of conservation reserve program land under crop and hay production. *Soil Science Society of Araeriea Journal*, 68: pp. 1332-1343.
- Zimmermann A, Wilcke W, Elsenbeer H (2007) Spatial and temporal patterns of throughfall quantity and quality in a tropical montane forest in Ecuador. *Journal of Hydrology*, 343 (1-29), pp. 80–96